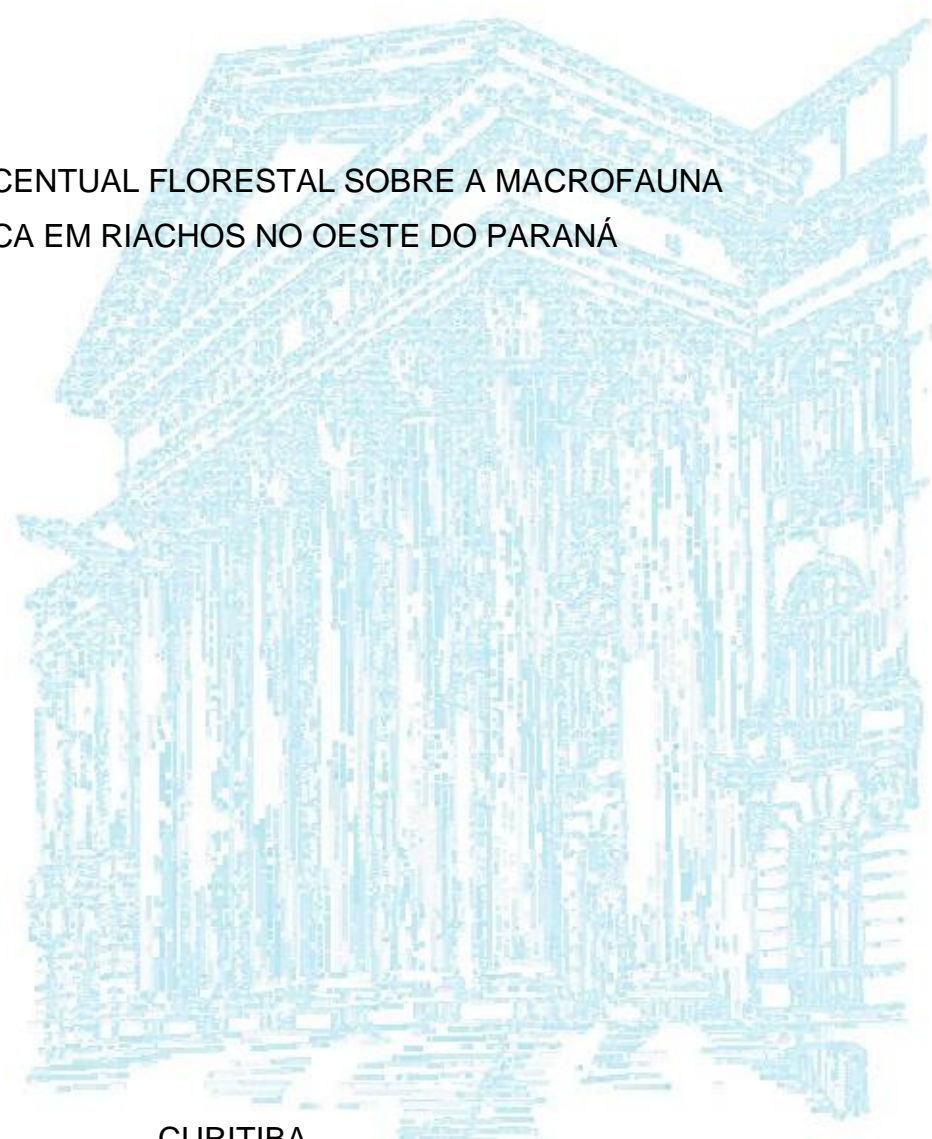


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ - UFPR

PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO - PPGECO

SANDRA MARTINS RAMOS

EFEITO DO PERCENTUAL FLORESTAL SOBRE A MACROFAUNA
BENTÔNICA EM RIACHOS NO OESTE DO PARANÁ



CURITIBA

2012

SANDRA MARTINS RAMOS

EFEITO DO PERCENTUAL FLORESTAL SOBRE A MACROFAUNA
BENTÔNICA EM RIACHOS NO OESTE DO PARANÁ

Dissertação de mestrado apresentada ao
Programa de Pós Graduação em Ecologia e
Conservação da Universidade Federal do Paraná
– UFPR, como requisito parcial para obtenção de
título de mestre em Ecologia e Conservação.

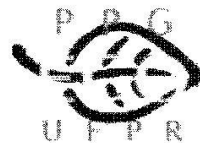
Orientadora: Prof^a. Dra. Márcia Santos de Menezes

Co-Orientador: Dr. Daniel Forsin Buss

CURITIBA
2012



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Sandra Martins Ramos** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão da candidata.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 16 de fevereiro de 2012.

BANCA EXAMINADORA:

Profª. Dra. Márcia Santos de Menezes
Orientadora e Presidente

Profª. Dra. Yara Moretto Bagatini
Membro

Prof. Dr. Mario Antonio Navarro da Silva
Membro

Visto:

Profª. Dra. Lucélia Donatti
Coordenadora do PPG-ECO

Dedico este trabalho a todas as pessoas que acreditaram e depositaram sua confiança em mim e contribuíram para que eu cumprisse mais esta etapa.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por me dar forças para vencer minhas limitações e por colocar em minha vida pessoas que me ajudaram durante esta caminhada, as quais chamo de Anjos.

Agradeço a Professora Dra. Márcia Santos de Menezes por aceitar me orientar e pela sua compreensão durante o desenvolvimento desta dissertação.

Ao meu co-orientador, Dr. Daniel Forsin Buss por sua dedicação, paciência, ajuda nos trabalhos de campo, análise dos dados e longas discussões.

À coordenação do Programa de Pós Graduação em Ecologia (PPGECO) e Conservação da Universidade Federal do Paraná e todos os professores e colegas que contribuíram para meu desenvolvimento acadêmico.

À secretária do PPGECO, Valéria Romeiro que sempre me atendeu prontamente e sempre de forma muito eficiente.

À Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), *campus* Toledo, pela disponibilidade de estrutura laboratorial.

A toda equipe dos laboratórios da PUCPR, *campus* Toledo pela amizade e companheirismo.

À Professora Ana Tereza Bittencourt Guimarães pela ajuda na análise dos dados e sugestões.

Ao Programa Reuni e a Capes pela bolsa concedida durante o curso de mestrado.

À Fundação Oswaldo Cruz pelo apoio logístico e financeiro para execução do projeto.

Ao Parque Nacional do Iguaçu pelo apoio logístico e técnico durante a execução do projeto.

Ao Instituto Ambiental pelo apoio técnico, logístico e seleção dos pontos amostrais.

À minha grande amiga, Suely Medeiros Figueiredo e sua família por me acolher em sua casa, sempre cuidando de mim com muito carinho.

À minha grande amiga Shayene Agatha Marzarotto e sua mãe, Marli, pela amizade, apoio e incentivo.

À Maria Gloria Genari Pozzobon, pelos conselhos e lições de sabedoria.

E principalmente a minha família por compreender minha ausência e me apoiar incondicionalmente.

“Toda ciência, comparada com a realidade, é primitiva e infantil – e, no entanto, é a coisa mais preciosa que temos.” Albert Eisten

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xiii
RESUMO	1
ABSTRACT	2
INTRODUÇÃO GERAL	3
REFERÊNCIAS	6
CAPÍTULO 1: INVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS COM DIFERENTES PERCENTUAIS DE ÁREA FLORESTADA	9
RESUMO.....	10
ABSTRACT	11
INTRODUÇÃO	12
DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	15
MATERIAL E MÉTODOS.....	19
RESULTADOS.....	22
DISCUSSÃO	31
REFERÊNCIAS	34
CAPÍTULO 2: INDO CONTRA O FLUXO: INFLUÊNCIA DO RIO PRINCIPAL SOBRE TRIBUTÁRIOS E COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS	40
RESUMO.....	41
ABSTRACT	42
INTRODUÇÃO	43
MATERIAL E MÉTODOS.....	44
RESULTADOS.....	50

DISCUSSÃO	70
REFERÊNCIAS.....	75
CONSIDERAÇÕES FINAIS	81

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1: Mapa do Estado do Paraná com destaque para a região oeste, onde foram selecionadas as microbacias para o estudo.....15
- Figura 2: Mapa do estado do Paraná, com destaque para a localização do Parque Nacional do Iguaçu – Foz do Iguaçu16
- Figura 3: Distribuição de remanescentes florestais do bioma Mata Atlântica no estado do Paraná17
- Figura 4: Divisão hidrográfica do estado do Paraná com destaque para as bacias hidrográficas de estudo.....18
- Figura 5: Localização dos pontos amostrais (R=rural; F=. florestado)19
- Figura 6: Riqueza de táxons (A) e valores do índice de diversidade Shannon-Wiener (H') nos pontos amostrais de microbacias que apresentam diferentes percentuais de área florestada (R=rural; F=florestado)..... 27
- Figura 7: Porcentagem do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) (A) e porcentagem do grupo excluindo Baetidae e Hydropsychidae (B) nos pontos amostrais de microbacias que apresentam diferentes percentuais de área florestada (R=rural; F=florestado)..... 27
- Figura 8: Porcentagem dos grupos de alimentação funcional (GAF) registrada nos pontos amostrais de microbacias que apresentam diferentes percentuais de área florestada (R=rural; F=florestado) 28
- Figura 9: Pontuações dos índices BMWP' (*Biological Monitoring Working Party Score System*) para a qualidade da água dos pontos amostrais de microbacias que apresentam diferentes percentuais de área florestada (R=rural; F=florestado) 28
- Figura 10: DCA da estrutura e composição da fauna bentônica registrada nos pontos amostrados em microbacias de referência (Florestado=F) pontos teste (Rural=R) com diferentes percentuais de área florestada29
- Figura 11: Regressão linear simples entre o percentual de área florestada na microbacia e os indicadores de estrutura e composição da fauna bentônica30

CAPÍTULO 2

Figura 1: Localização dos pontos amostrais (RUR= rural; FLO= florestado)	46
Figura 2: Localização dos pontos amostrados em tributários do rio Iguaçu	47
Figura 3: Localização dos pontos amostrais próximos (P1) e distantes (P2) da borda do Parque Nacional do Iguaçu	49
Figura 4: Valores mínimos, máximos e médios calculados para a macrofauna bentônica nos pontos amostrados nas categorias referência (REF), florestado (FLO) e rural (RUR). A- N° de indivíduos; B- Riqueza de táxons. Caixa= média + desvio padrão, linha= valores mínimos e máximos, * = <i>outliers</i>	50
Figura 5: Valores mínimos, máximos e médios calculados para a riqueza de táxons do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) nos pontos amostrados (REF=referência; FLO= florestado; RUR= rural). Caixa= média + desvio padrão, linha= valores mínimos e máximos	51
Figura 6: Dendograma dos 15 pontos amostrais a partir da análise de similaridade de Simpsom (REF=referência; FLO= florestado; RUR= rural)	52
Figura 7: Valores das métricas biológicas calculadas para os dez pontos amostrais (FLO= florestado; RUR= rural). A- Número de indivíduos; B- Riqueza de táxons; C- Porcentagem de organismos do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera); D- Riqueza de táxons do grupo EPT.....	53
Figura 8: Valores mínimos, máximos e médios calculados para dados profundidade média (A), largura média (B) e temperatura da água (C) nos pontos amostrados (REF=referência; FLO= florestado; RUR= rural). Caixa= média + desvio padrão, linha= valores mínimos e máximos	54
Figura 9: Número de indivíduos registrado nos oito pontos amostrais em diferentes distâncias da confluência com o Rio Iguaçu (T= tributário; P= ponto amostral)	59
Figura 10: Riqueza de táxons e riqueza de táxons do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) nos oito pontos amostrais em diferentes distâncias da confluência com o Rio Iguaçu (T= tributário; P= ponto amostral)	60
Figura 11: Porcentagem dos grupos de alimentação funcional calculada para os oito pontos amostrais em diferentes distâncias da confluência com o Rio Iguaçu ..	60
Figura 12: Análise de regressão linear simples entre a profundidade e do canal métricas biológicas calculadas os pontos amostrais. A- Número de indivíduos, B- Riqueza de táxons e C- Riqueza de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera)	62

Figura 13: Porcentagem das famílias Chironomidae (A) e Baetidae (B), nos rios, Índio, Represa Grande e Capaço em pontos próximos do PNI (P1) e distantes (P2) da borda do PNI66

Figura 14: Porcentagem das famílias Hydropsychidae (A) e Perlidae (B), Hydropsychidae nos rios, Índio, Represa Grande e Capaço em pontos próximos do PNI (P1) e distantes (P2) da borda do PNI67

Figura 15: Vazão mensal (m³/s) sem regularização (estimada) e regularizada registrada no ano de 201072

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Identificação dos pontos amostrais (R: microbacias rurais; F: microbacias 100% florestadas), coordenadas geográficas, altitude (m), ordem do rio no ponto amostral e percentual de área florestada na microbacia (% Flo)... 20

Tabela 2. Características hidrológicas dos pontos amostrais (largura média, profundidade média e vazão); Resultado da avaliação ambiental (A.A) e classificação com relação a qualidade ambiental.....22

Tabela 3. Parâmetros físicos e químicos aferidos no momento da coleta (pH, Temperatura da água, Oxigênio dissolvido e Oxigênio Saturado) e analisados em laboratório (Amônia, Nitrogênio total, e Fósforo Total) 23

Tabela 4. Pontuação do BMWP' (*Biological Monitoring Working Party Score System*), número de indivíduos de cada família em cada ponto amostral, classificação no grupo de alimentação funcional (GAF) e abundância de organismos.....24

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Tributários (T), pontos amostrais (P) e distância (km) de cada ponto em relação à confluência com o Rio Iguaçu.....48

Tabela 2. Características hidrológicas, resultado de avaliação ambiental e parâmetros físicos e químicos da água nos pontos amostrados.....55

Tabela 3. Organismos coletados em cada um dos pontos amostrais (REF= Referência; FLO= Florestados; RUR= Rural)..... 56

Tabela 4. Tributários (T), pontos amostrais (P), distância (km) em relação à confluência com o Rio Iguaçu, largura média do canal e profundidade média (m) de cada ponto61

Tabela 5. Organismos coletados nos tributários do Rio Iguaçu estudados em pontos amostrais com diferentes distâncias da confluência (T= Tributário; P= Ponto amostral; GAF= Grupo de alimentação funcional) 63

Tabela 6. Organismos coletados nos pontos próximos e distantes da borda do Parque Nacional do Iguaçu68

RESUMO

O desmatamento é uma das principais causas da perda da biodiversidade aquática. Os processos hidrológicos dos ecossistemas aquáticos lóticos dependem do tipo de uso e manejo do solo na bacia de drenagem que influenciam na distribuição dos organismos aquáticos, dentre eles, os organismos bentônicos. A macrofauna bentônica apresenta diferentes níveis de sensibilidade e taxas de recuperação, o que os tornam úteis em programas de biomonitoramento e em pesquisas ecológicas que visam avaliar os efeitos de atividades humanas nos ecossistemas aquáticos. Neste contexto o presente trabalho teve como objetivo avaliar a integridade ecológica de rios localizados na região Oeste do Paraná sujeitos a diferentes condições de percentual de área florestada na microbacia por meio do uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. Foi avaliada também a fauna bentônica de alguns tributários em trechos de confluência com o rio Iguaçu. As amostragens foram realizadas no período de menor intensidade pluviométrica em 2010 e 2011. Os organismos foram amostrados com um coletor do tipo *kick* (30 x 30 cm) com malha de 500µm. Em cada trecho, foram amostrados 20 microhabitats com aproximadamente 1m² cada um, procurando-se reproduzir a disponibilidade de substratos disponíveis para a fauna aquática. O material foi sub-amostrado e os organismos identificados até o nível taxonômico de família. Foram calculados a riqueza de táxons, índice biótico BMWP', índice de diversidade de Shannon-Wiener, abundância relativa do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) e dos grupos de alimentação funcional (GAF). Os resultados indicaram mudança na composição da fauna bentônica em diferentes gradientes de qualidade ambiental. Áreas com melhor qualidade ambiental apresentaram maiores valores para riqueza de táxons, diversidade, porcentagem de EPT, porcentagem de fragmentadores e pontuações para o BMWP'. Os resultados da avaliação da influência do Rio Iguaçu em tributários indicaram mudanças nas características hidromorfológicas e composição da fauna bentônica com a distância da confluência, evidenciando que trechos de confluência de tributários com o rio principal apresentam características e fauna distintas. Nos pontos próximos da confluência foi registrada maior profundidade e menor velocidade da correnteza que não permitem o estabelecimento de algumas espécies. Ao avaliar a influência da floresta do Parque Nacional do Iguaçu (PNI) na colonização de invertebrados em trechos rurais a montante do parque, constatou-se alteração na composição da fauna bentônica. Nos pontos mais distantes ocorreu aumento da porcentagem das famílias Chironomidae, Hydropsychidae e Baetidae e redução da porcentagem da família Perlidae, sugerindo que trechos de rios em áreas rurais, podem ser colonizados por insetos adultos, provenientes da floresta do parque.

Palavras - chave: macroinvertebrados, indicadores bióticos, vegetação ripária, condições hidrológicas, qualidade de água.

ABSTRACT

Deforestation is a major cause of loss of aquatic biodiversity. The hydrological processes of lotic aquatic ecosystems depend on the type of use and soil management in the drainage basin that influence the distribution of aquatic organisms, among them the benthic organisms. The benthic macrofauna has different levels of sensitivity and recovery rates that make them useful in biomonitoring programs and in ecological research aimed at assessing the effects of human activities on aquatic ecosystems. In this context the present work was to evaluate the ecological integrity of rivers located in the Paraná western region in Brazil, subject to different percentage of forested area in the watershed through the use of benthic macroinvertebrates as bioindicators. We also evaluate the benthic fauna of tributaries in stretches from a confluence with the Iguaçu River. Samples were collected during periods of low rainfall intensity in 2010 and 2011. The organisms were sampled with a collector-type kick (30 x 30 cm) with a mesh of 500µm. In each section, 20 microhabitats were sampled approximately 1m² each, trying to reproduce the availability of substrates available for aquatic fauna. The material was sub-sampled and identified the organisms to the taxonomic level of family. We calculated the taxa, BMWP' biotic index, diversity index Shannon-Wiener, relative abundance of EPT groups (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) and functional feeding groups (GAF). The results indicated changes in the composition of the benthic fauna across gradients of environmental quality. Areas with better environmental quality showed higher values for taxa richness, diversity, percent EPT, percent shredders and scores for the BMWP'. The results of the evaluation of the influence of the Iguaçu River in tributaries indicated changes in the hydromorphological characteristics and composition of benthic fauna with distance from the confluence, showing that sites of the confluence of tributaries with the main river have distinct characteristics and fauna. At points near the confluence was recorded deeper and lower current velocity that do not allow the establishment of some species. In assessing the influence of forest Iguaçu National Park (PNI) in the colonization of invertebrates in rural stretches upstream of the park, we found changes in the composition of benthic fauna. In the more distant points there was an increase in the percentage of families Chironomidae, Hydropsychidae and Baetidae and reducing the percentage of the family Perlidae, suggesting that stretches of rivers in rural areas can be colonized by adult insects from the forest park.

Key - words: macroinvertebrates, biotic indicators, riparian vegetation, hydrological conditions, water quality.

INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas aquáticos lóticos são suscetíveis às mudanças naturais e antropogênicas em diversas escalas espaciais (Allan & Johnson, 1997; Sponseller *et al.*, 2001; Robinson *et al.*, 2002). Pesquisas demonstram que o desmatamento é uma das principais causas da perda da biodiversidade aquática (Allan & Flecker, 1993; Poole & Downing, 2004; Agostinho *et al.*, 2005), uma vez que, a vegetação desempenha importante papel na manutenção dos cursos d'água, auxiliando na permeabilidade do solo, filtragem de partículas inorgânicas e controle no carreamento de sedimento para o leito dos rios.

Neste contexto, a transformação de áreas florestadas em locais para agricultura, pastagem de animais ou espaços urbanos influenciam nas características dos ambientes aquáticos e estas são refletidas na estrutura e composição das comunidades aquáticas (Richards *et al.*, 1997; Moore & Palmer, 2005; Lorion & Kennedy, 2009).

A cobertura vegetal próxima à margem dos rios, conhecida como vegetação ripária, contribui para integridade destes ambientes, na disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos (Ward, 1998). Além disso, fornece material alóctone para colonização e alimentação de organismos aquáticos (Richards *et al.*, 1997), promove sombreamento que mantém a temperatura necessária para a vida aquática (Bunn *et al.*, 1999) e confere a estabilidade das margens evitando o assoreamento dos rios (Lorion & Kennedy, 2009).

Por tratar-se de uma área de conectividade entre os ambientes terrestres e aquáticos, as zonas ripárias são consideradas ecótonos, ou seja, uma região de transição entre os ambientes terrestre e aquático. Suas características peculiares promovem a manutenção de diversas espécies (Ward, 1998), dentre estas os macroinvertebrados bentônicos.

A fauna bentônica é composta principalmente por organismos das classes Oligochaeta, Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia Crustacea e Insecta, sendo que esta última apresenta maior riqueza de espécies dos corpos aquáticos. Estes grupos taxonômicos apresentam, em geral, diferentes níveis de sensibilidade e taxas de recuperação quando expostas a alterações ambientais, tornando-os úteis em programas de biomonitoramento (Merritt & Cummins 1996; Rosenberg & Resh 1993) e pesquisas ecológicas que visam avaliar os efeitos de atividades humanas nos ecossistemas aquáticos (Moore & Palmer, 2005).

No Brasil, assim como em outros países, os macroinvertebrados bentônicos têm sido utilizados por agências de proteção ambiental e instituições de pesquisas na avaliação da qualidade ambiental de rios (Araújo *et al.* 1998; Junqueira & Campos, 1998; Loyola, 2000; Batista *et al.* 2007; Monteiro *et al.*, 2008; Buss & Vitorino, 2010; Batista *et al.*, 2011).

Programas de biomonitoramento aplicados por agências de proteção ambiental geralmente são baseados no uso de índices biológicos o como BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*) desenvolvido na Inglaterra (Hellowell, 1978). Este índice considera a sensibilidade dos organismos à poluição orgânica. Por outro lado, pesquisas ecológicas avaliam a estrutura, composição e função da fauna bentônica, como a abundância de organismos, riqueza de táxons, diversidade, abundância relativa de táxons sensíveis a impactos, grupos de alimentação funcional e sua relação com o ecossistema.

A partir das informações acima expostas, verifica-se a importância de estudos que avaliem a estrutura e o funcionamento da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Estudos desta natureza contribuem com a descrição das condições dos ambientes aquáticos de regiões altamente impactadas, mas que apresentam ainda, elevado valor ambiental devido à existência de unidades de conservação.

Desta forma, o presente estudo, dividido em dois capítulos, teve como objetivo geral avaliar as condições ambientais de rios localizados em

microbacias hidrográficas no oeste do Paraná, por meio da estrutura, composição e função da fauna bentônica.

No capítulo 1 são apresentados resultados do estudo que visou avaliar a integridade ambiental de rios localizados em microbacias na região Oeste do Paraná, em relação aos diferentes percentuais de área florestada.

No capítulo 2 são apresentados resultados de avaliação da estrutura e composição da fauna bentônica em pontos amostrais localizados em microbacias que compõem a bacia hidrográfica do Baixo Rio Iguaçu. Neste capítulo também foram avaliados os efeitos do Rio Iguaçu em tributários e a contribuição da floresta do Parque Nacional do Iguaçu na colonização de invertebrados em trechos de rios a montante do limite da unidade.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A.A.; Thomaz, S.M.; Gomes, L.C. (2005), Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*. 1(1), 70-78.
- Allan J.D.; Johnson L.B. (1997) Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 37, 107±111.
- Allan, J.D.; Flecker, A. S. (1993), Biodiversity conservation in running waters *Bioscience*; 43, 1; Research Library pg. 32.
- Araújo, P.R.P., Friedrich G.; Coring, E. (1998), Use of artificial substrates for biological monitoring in the Guandu and Paraíba do Sul, Rio de Janeiro state, Brazil. *Verhandlungen der international en Vereinigungfur Limnologie* 26: 1257–1259.
- Baptista, D.F.; Buss, D.F; Egler, M. Giovanelli, A.; Silveira, M.P.; Nessimian, J.L. (2007), A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575:83–94
- Baptista, D.F; Souza, R.S.G.; Vieira, C.A; Mugnai, R; Souza, A.S; Oliveira, R.S. (2011), Multimetric index for assessing ecological condition of running waters in the upper reaches of the Piabanha-Paquequer-Preto Basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Zoologia* 28 (5): 619–628, October, 2011.
- Bunn, S.E., Davies, P.M.; Mosisch, T.D. (1999), Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41(2):333-345.
- Buss, D.F.; Vitorino, A.S. (2010) Rapid Bioassessment Protocols using benthic macroinvertebrates in Brazil: evaluation of taxonomic sufficiency. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 29(2):562–571
- Hellawell, J. M. (1978), Biological surveillance of rivers. [S.l.]: Water Research Centre. 332 p.

- Junqueira, V.M; Campos, S.C.M. (1998), Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais Brazil) *Acta Limnológica Brasiliensia*, 10 (2): 125-135.
- Lorion, C. M; Kennedy, B.P. (2009), Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology*, 54, 165-180.
- Loyola, R.G.N. (2000), Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação – Anais, Volume I. UFES, Vitória, Espírito Santo, 46-52.
- Merrit, R. W.; Cummins, K.W. (1996), An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque, Kendal/Hunt, 3 rd e., 722p.
- Monteiro, T.R.; Oliveira, L.G; Godoy, B.S. (2008), Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: Adaptação do índice biótico BMWP’ à Bacia do Rio Meia Ponte-GO. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (3): 553-563.
- Moore, A.A.; Palmer, M.A. (2005), Invertebrate Biodiversity in agricultural and urban headwater streams: Implications for conservation and management. *Ecological Applications*, 15 (4): 1169 – 1177.
- Poole, K.E.; Downing, J.A. (2004), Relationship of declining mussel biodiversity to stream-reach and watershed characteristics in an agricultural landscape. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 23(1):114-125.
- Richards, C., Haro, R.J., Johnson, B.L.; Host, G.E. (1997), Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology* 37(1):219-230.
- Robinson, C. T.; Tockner, K.; Ward, J . V. (2002), The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47, 661–677.
- Rosenberg, D. M.; Resh, V. H. (1993), Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: D. M. Rosenberg & V. H. Resh

(eds.), Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York.

Sponseller, R.A.; Benfield, E.F.; Valett, H.M. (2001), Relationship between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46, 1409-1424.

Ward, J.V. (1998), Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* Vol. 83, No. 3, pp. 269-278.

CAPÍTULO 1: INVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM MICROBACIAS
HIDROGRÁFICAS COM DIFERENTES PERCENTUAIS DE ÁREA
FLORESTADA

CHAPTER 1: BENTHIC INVERTEBRATE IN WATERSHEDS WITH
DIFFERENT PERCENTAGES OF FOREST AREA

RESUMO

A conversão de floresta em áreas de cultivo agrícola, pastagem de animais ou áreas urbanas, aumenta a entrada de sedimento nos rios, altera as características dos substratos, a morfologia do canal e regime de fluxo, diminuindo a heterogeneidade de microhabitats disponíveis para os organismos aquáticos. O objetivo do presente estudo foi avaliar a estrutura, composição e função da macrofauna bentônica em microbacias com diferentes percentuais de área florestada. Para o estudo foram selecionadas oito microbacias localizadas no oeste do Paraná, inseridas nas bacias hidrográficas Paraná 3 e Baixo Iguaçu. Em cada microbacia foi selecionado um ponto amostral onde foram estimadas medidas de largura média, profundidade média, velocidade média de correnteza e vazão do rio. Para análise de dados ambientais foram consideradas as condições em torno do rio, a quantidade de mata ciliar e os tipos de uso e manejo do solo. Parâmetros físicos e químicos da água foram medidos em campo (pH, oxigênio dissolvido, oxigênio saturado e temperatura da água) e em laboratório (Nitrogênio total, Amônia e Fósforo total). Para a coleta de macroinvertebrados bentônicos foi utilizado um coletor do tipo *kick* (30 x 30cm) com malha de 500µm. Em cada trecho, foram amostrados 20 microhabitats. As amostras foram agrupadas em uma amostra composta. O material foi sub-amostrado e os organismos identificados até o nível taxonômico de família. Foram coletados 11.423 indivíduos distribuídos em 49 famílias. A riqueza de táxons e os valores dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e BMWP' foram maiores nas microbacias totalmente florestadas, onde os fragmentadores apresentaram maior porcentagem. Algumas famílias foram exclusivas das microbacias inseridas no Parque Nacional do Iguaçu, das quais destacamos: Hydrophilidae, Psephenidae, Dytiscidae (Coleoptera), Tipulidae (Diptera), Coryphoridae (Ephemeroptera), Megapodagrionidae, Protoneuridae (Odonata), Gripopterygidae (Plecoptera), Glossosomatidae e Polycentropodidae (Trichoptera). A análise de regressão linear simples indicou relação estatisticamente significativa ($p < 0,005$) entre o percentual de área florestada e a temperatura da água, Riqueza de táxons, BMWP' e porcentagem de fragmentadores. Os resultados indicam que o percentual de área florestada das micobacias influenciou na qualidade ambiental e na fauna bentônica dos rios estudados.

Palavras - chave: fauna bentônica, área florestada, fragmentadores, índices biológicos.

ABSTRACT

The conversion of forest areas of agriculture, livestock grazing or urban areas, increase the entry of sediment into rivers, altering the characteristics of substrates, the morphology of the channel and flow regime, reducing the heterogeneity of microhabitats available to aquatic organisms. The aim of this study was to evaluate the structure, composition and function of benthic macrofauna in watersheds with different percentages of forest area. For the study we selected eight watersheds located in western Paraná- Brazil, Paraná 3 and Lower Iguaçu river watersheds. In each watershed was selected a sample point where measures were estimated average width, average depth, average velocity of stream and river flow. For data analysis we considered the environmental conditions around the river, the amount of riparian vegetation and the types of use and soil management. Physical and chemical parameters of water were measured in the field (pH, dissolved oxygen, oxygen saturation and temperature) and laboratory (Total Nitrogen, Total Phosphorus and Amonia). For the collection of benthic macroinvertebrates was used a collector type kick (30 x 30cm) with 500µm mesh. In each section, 20 were sampled microhabitats. The samples were grouped into one composite sample. The material was sub-sampled and identified the organisms to the taxonomic level of family. We collected 11423 individuals in 49 families. The taxa and the values of diversity index of Shannon-Wiener (H') and BMWP' was higher in fully forested watersheds, where shredders had higher percentages. Some families were exclusive of the watersheds included in the Iguaçu National Park, which include: Hydrophilidae, Psephenidae and Dytiscidae (Coleoptera), Tipulidae (Diptera), Coryphoridae (Ephemeroptera), Megapodagrionidae, Protoneuridae (Odonata), Gripopterygidae (Plecoptera), and Glossosomatidae Polycentropodidae (Trichoptera). A simple linear regression analysis indicated a statistically significant ($p < 0.005$) between the percentage of forested area and the water temperature, taxa richness, BMWP' and percentage of shredders. The results indicate that the percentage of the forested area in watersheds influenced on environmental quality and the benthic fauna of the rivers studied.

Key - words: benthic fauna, forested areas, shredders, biological index.

INTRODUÇÃO

As microbacias hidrográficas são unidades ecossistêmicas da paisagem que integram os ciclos naturais de energia, nutrientes e água (Vannote *et al.*, 1980). Estudos demonstraram que atividades antropogênicas alteram as características naturais dos ambientes aquáticos em diferentes escalas espaciais (regional, microbacias e local) (Allan & Johnson, 1997; Sponseller *et al.*, 2001; Robinson *et al.*, 2002) interferindo nos processos hidrológicos (Allan *et al.*, 1997; Harding *et al.*, 1998) e na estrutura das comunidades aquáticas.

O tipo de uso e o manejo do solo em escala de microbacia pode afetar negativamente a biodiversidade aquática. A conversão de floresta em cultivo agrícola, pastagem de animais ou áreas urbanas, aumentam a entrada de sedimento nos rios, alteram as características dos substratos, a morfologia do canal e regime de fluxo, diminuindo a heterogeneidade de microhabitats disponíveis para os organismos aquáticos (Richards *et al.*, 1997; Moore & Palmer, 2005; Lorion & Kennedy, 2009).

Em escala local, a vegetação nas margens dos rios exerce papel fundamental na conectividade entre ambientes terrestres e aquáticos (Vannote *et al.*, 1980). Por se tratar de um ambiente de transição, grande parte da biodiversidade a ele associado é atribuída à heterogeneidade de habitats que contribuem na dinâmica desses ecossistemas (Ward, 1998).

A vegetação ciliar além de fornecer material alóctone para colonização e alimentação de organismos aquáticos (Richards *et al.*, 1997), também promove sombreamento que mantém a temperatura necessária para a vida aquática (Bunn *et al.*, 1999) e mantém a estabilidade das margens evitando o assoreamento dos rios (Lorion & Kennedy, 2009).

Segundo Rosenberg & Resh (1993), as comunidades biológicas refletem as condições da integridade ecológica dos ambientes e, neste contexto, os macroinvertebrados bentônicos revelam-se como bons preditores da qualidade dos ambientes aquáticos. Estes organismos apresentam exposição prolongada

a todas as variações ambientais, diferentes níveis de sensibilidade e taxas de recuperação, o que os tornam úteis no monitoramento biológico (Moulton & Magalhães, 2003). O uso da macrofauna bentônica complementa os resultados obtidos por meio de ferramentas tradicionais de análise de qualidade das águas, baseadas em parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos que refletem apenas as condições ambientais no momento da coleta (Buss & Borges, 2008).

Os índices bióticos baseados no uso de macroinvertebrados bentônicos consistem na atribuição de uma pontuação para cada espécie conforme sua tolerância ao impacto e o somatório desses valores determina a qualidade da água do local (Baptista, 2008). Dentre os diversos índices que foram propostos e testados a partir do final da década de 1960 (Cairns Jr & Prattt, 1993; Metcalfe, 1989), o BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*) vem sendo aplicado até os dias atuais em vários países.

No Brasil, este índice passou por adaptações para os estados de Minas Gerais (Junqueira & Campos, 1998), Paraná (Loyola, 2000) e Goiás (Monteiro *et al.*, 2008). Além deste índice biótico, outras métricas biológicas são aplicadas na avaliação biológica da qualidade da água como porcentagem de organismos do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) de grupos de alimentação funcional (GAF).

A abundância relativa de organismos do grupo EPT considera abundância de todos os organismos destas ordens em relação ao número total de organismos encontrados nos pontos amostrais. A maioria das famílias destas ordens apresenta alta sensibilidade a distúrbios ambientais. Desta forma, quanto maior o percentual relativo de EPT melhor será a classificação da qualidade da água dos pontos estudados (Rosenberg & Resh, 1993).

A sensibilidade dos grupos de alimentação funcional às alterações ambientais ao longo dos rios faz com que os mesmos sejam frequentemente utilizados na avaliação de impactos ambientais (Silveira, 2004) uma vez que, grupos distintos dependem da disponibilidade de diferentes recursos alimentares. O tipo de hábito alimentar divide os macroinvertebrados

bentônicos em: fragmentadores, que se alimentam de matéria orgânica particulada grossa maior do que 1mm (MOPG), raspadores que possuem aparelho bucal adaptado para alimentação através da raspagem de perífíton aderido a substratos (Cummins *et al.*, 2005). Os coletores são subdivididos em coletores filtradores e coletores catadores que se alimentam de matéria orgânica particulada fina em suspensão na coluna da água ou decantada no substrato (MOPF) e predadores que consomem tecido vivo de outros animais (Cummins *et al.*, 2005).

Diante da crescente preocupação com a disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos por parte de ecologistas aquáticos e a escassez de trabalhos que descrevam as condições das bacias hidrográficas da região oeste do Paraná, o objetivo deste trabalho foi estimar a qualidade e a integridade ambiental de microbacias localizadas no extremo oeste Paranaense, por meio da composição, estrutura e função da fauna bentônica e parâmetros físicos e químicos da água.

DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

As microbacias selecionadas para o estudo localizam-se no extremo Oeste do Paraná (Fig. 1). Esta região teve sua ocupação territorial no início da década de 1940 baseada inicialmente nas pequenas propriedades voltadas para a produção de subsistência. A partir da década de 1960 houve intensa imigração populacional de outras regiões do País. Nos anos 1970, com a utilização de insumos modernos e técnicas avançadas de plantio e cultivo, a região passou a sofrer alterações em seu perfil produtivo, voltando-se para a produção de culturas de exportação (soja, milho e trigo) (Piffer, 1999).



Figura 1. Mapa do Estado do Paraná com destaque para a região oeste, onde foram selecionadas as microbacias para o estudo.

Fonte: www.parana.com

A modernização tecnológica da agricultura aliada às condições favoráveis ao desenvolvimento agrícola (tipo de solo e relevo) transformou a região em um dos maiores exportadores de grãos, gerando sérios problemas sociais e ambientais (Peris & Lugnani, 2003). Segundo os autores, essa modernização ocasionou redução do número de pequenas propriedades rurais que foram absorvidas por grandes latifundiários, culminando no aumento do êxodo rural na região.

Dentre os problemas ambientais destaca-se a transformação de áreas florestais em cultivos agrícolas, restando apenas poucos fragmentos remanescentes de floresta primária, alguns protegidos pela legislação vigente (Código Florestal, Lei Nº 4771/65) como reserva legal e vegetação ciliar e outros transformados em unidades de conservação (UC) como o Parque Nacional do Iguaçu (PNI), que abriga diversas espécies da flora e da fauna (terrestre e aquática) ameaçadas de extinção (ICMBio, 2011) (Fig. 2).

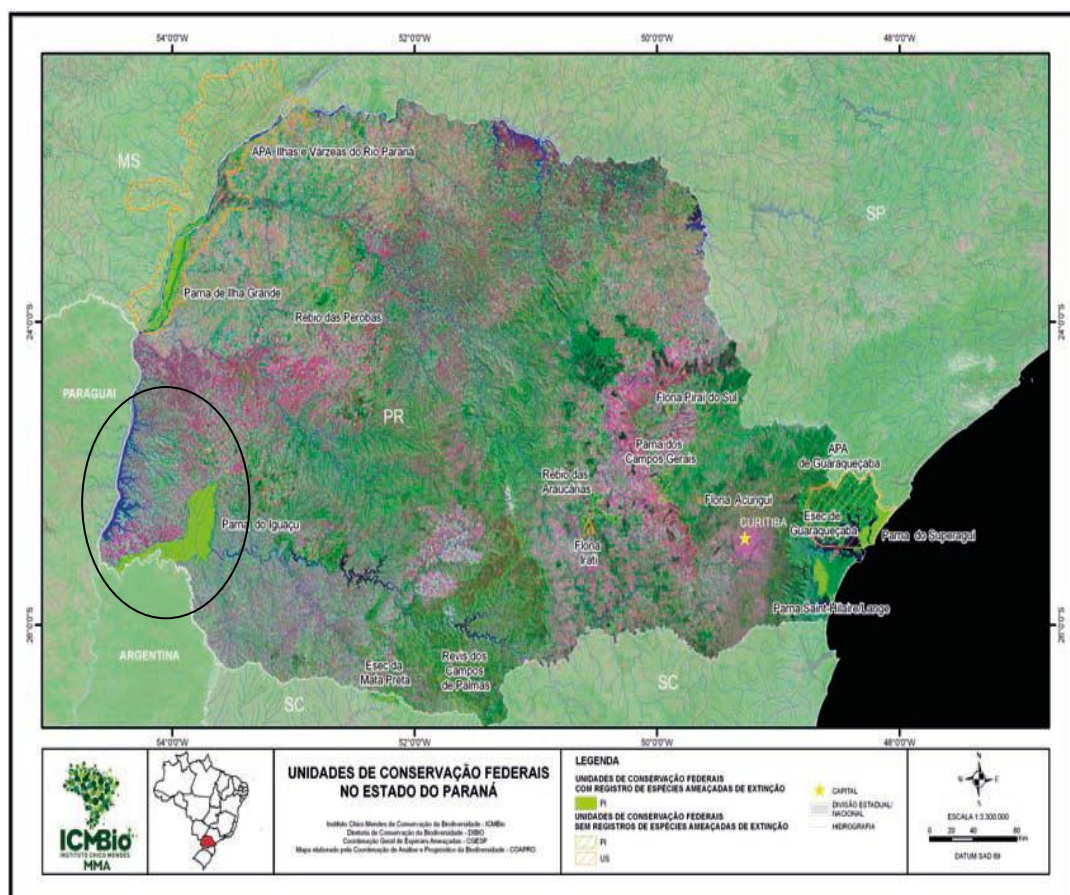


Figura 2. Mapa do estado do Paraná, com destaque para a localização do Parque Nacional do Iguaçu – Foz do Iguaçu (ICMBIO, 2011).

O Parque Nacional do Iguaçu (PNI) foi criado em 10 de janeiro de 1939, possui superfície de 185.262 hectares e perímetro de cerca de 420 km. Sua área abrange três diferentes formações vegetais distribuídas de maneira heterogênea, em função de diferenças altitudinais e variações no meio físico: Floresta Estacional Semidecidual até 500m de altitude, Floresta Ombrófila Mista, acima de 500m de altitude e Formações Pioneiras de Influência Fluvial nas áreas mais baixas, compondo áreas de solos instáveis sujeitos a condições extremas de inundação, em geral sobre solos Hidromórficos, Gleis ou Orgânicos (IBAMA, 1999).

Esta unidade de conservação detém nos seus limites o maior fragmento de Floresta Atlântica ainda existente no estado do Paraná o qual, teve sua floresta original reduzida drasticamente nas últimas décadas. Segundo dados levantados no período de 2005-2008 pela Fundação SOS Mata Atlântica (2009) restam apenas 10,53% de remanescentes florestais deste bioma no Paraná (Fig. 3).

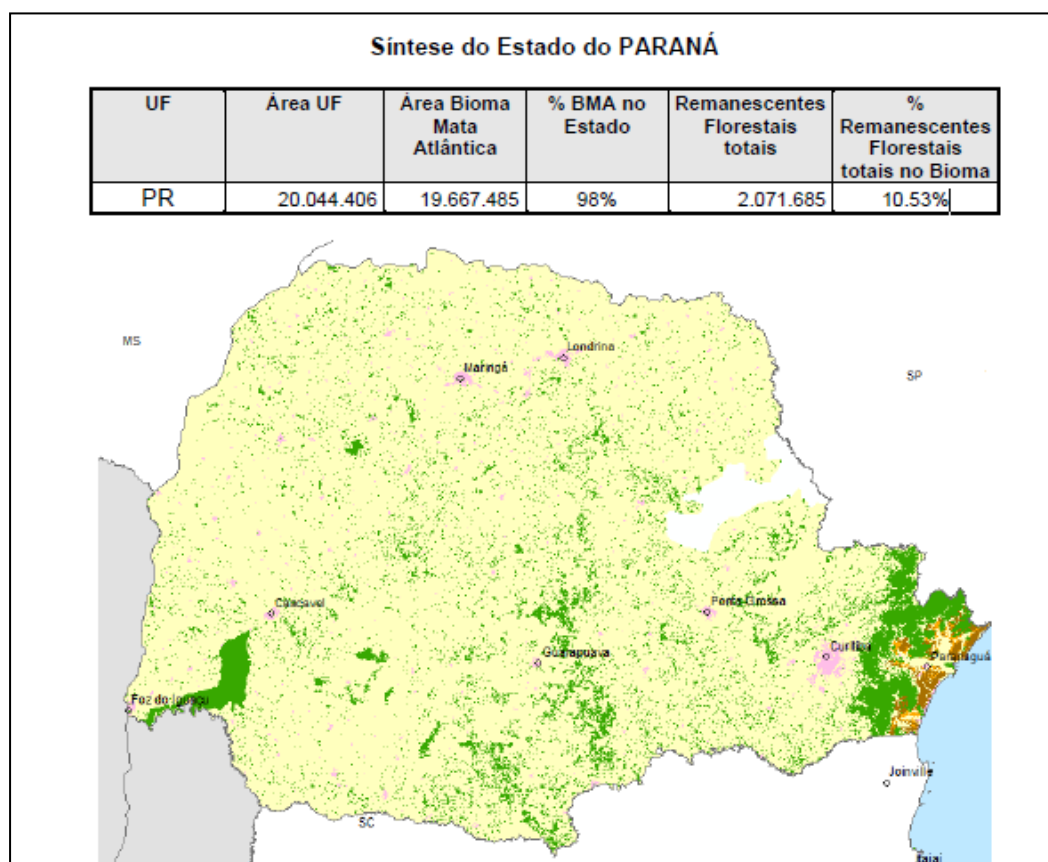


Figura 3. Distribuição de remanescentes florestais do bioma Mata Atlântica no estado do Paraná (Fundação SOS Mata Atlântica, 2009).

Foram selecionadas oito microbacias inseridas nas bacias hidrográficas Paraná 3 e Baixo Iguaçu (Fig. 4). Segundo dados do Instituto das Águas do Paraná (2011) a bacia do Paraná 3 abrange uma área de 8.389 km², da qual fazem parte 29 municípios. A bacia hidrográfica do Rio Iguaçu é a maior do estado do Paraná com 70.800 km², sendo que 80,4% desta área está no Paraná, 16,5% em Santa Catarina e 3,0% na Argentina. A porção desta bacia hidrográfica abrangida pelo presente estudo é conhecida como Baixo Iguaçu e localiza-se na região oeste do Paraná (Fig.4).

A região de estudo que abrange as bacias hidrográficas do Paraná 3 e Baixo Iguaçu apresenta o mesmo tipo de vegetação predominante (Floresta Estacional Semidecidual) e mesmo tipo solo (lato solo roxo) e foi denominada como ecoregião do extremo oeste paranaense.



Figura 4. Divisão hidrográfica do estado do Paraná com destaque para as bacias hidrográficas de estudo (Instituto das Águas do Paraná, 2011).

MATERIAL E MÉTODOS

O percentual de área florestada foi definido através de levantamentos na Plataforma Sig@Livre/PTI (Parque Tecnológico Itaipu), pela análise de cartas do IBGE e análise de imagens de satélite (Google Earth).

Para as amostragens foi selecionado um ponto amostral (Fig. 5) em cada microbacia onde foram realizadas as amostragens no período de junho e setembro de 2010, época seca, por se tratar de um período com maior concentração de poluentes, dada a redução da vazão dos rios e devido à maior estabilidade dos habitats aquáticos, que permite uma maior diversidade de organismos bentônicos (Buss *et al.*, 2004).

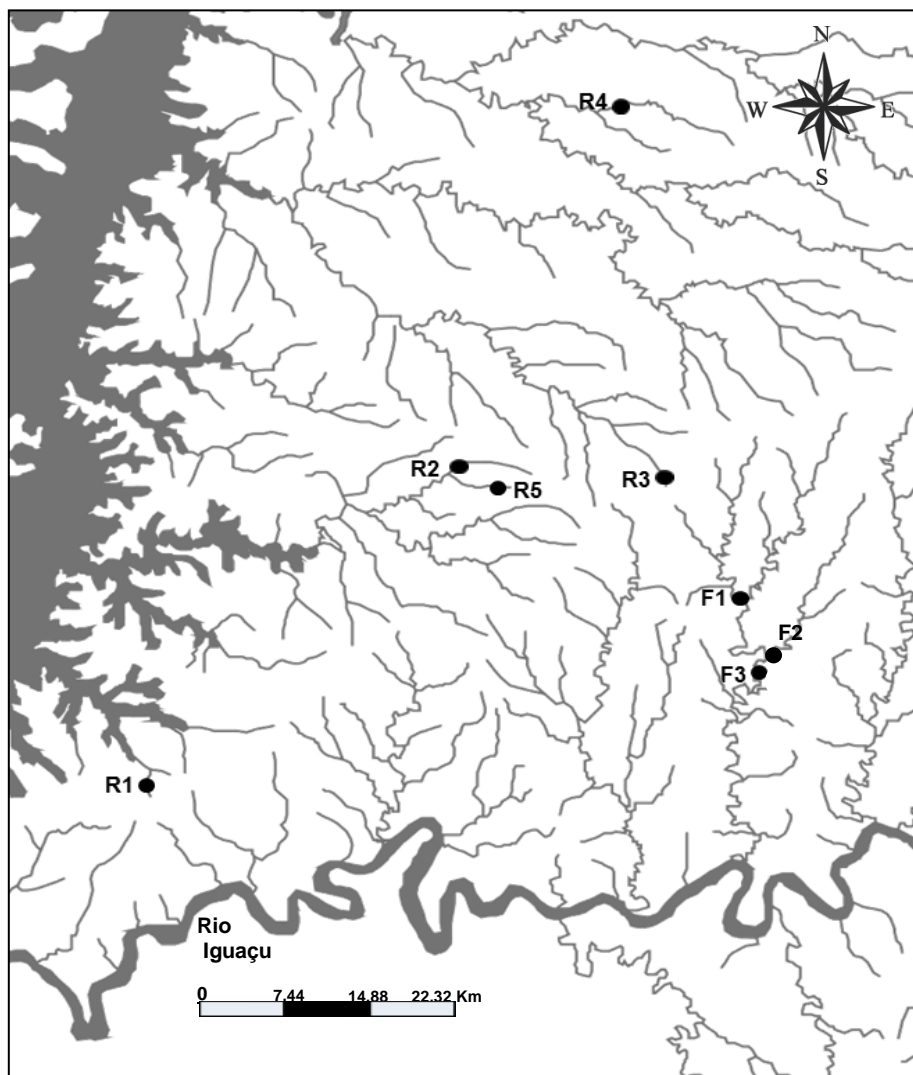


Figura 5. Localização dos pontos amostrais (R=rural; F=florestado).

Cada ponto amostral foi georreferenciado por meio de GPS (Global Position System) (Tab. 1). Em campo, foram estimadas medidas de largura média, profundidade média, velocidade média de correnteza e vazão. Para análise de dados ambientais foram consideradas as condições em torno do rio, como extensão da vegetação ciliar e os tipos de uso e manejo do solo, utilizando protocolo de avaliação visual (Barbour *et al.* 1999). Alguns parâmetros físicos e químicos da água foram medidos em campo (pH, oxigênio dissolvido, oxigênio saturado e temperatura da água) e outros determinados em laboratório (Nitrogênio total, Amônia e Fósforo total (APHA, 1995).

Tabela 1. Identificação dos pontos amostrais (R: microbacias rurais; F: microbacias 100% florestadas), coordenadas geográficas, altitude (m), ordem do rio no ponto amostral e percentual de área florestada na microbacia (% Flo).

	Rio	Município	Coordenadas	Alt (m)	Ordem	% Flo
R1	Bonito	Sta.Terezinha de Itaipu	S25 26 02.7/W54 22 22.6	233	3 ^a	10
R2	Feijão Verde	Ramilândia	S25 04 34.1/W54 03 40.3	354	3 ^a	20
R3	São Lourenço	Céu azul	S25 07 17.8/W53 52 24.1	532	3 ^a	20
R4	Laranjeiras	Toledo	S24 41 29.1/W53 55 23.6	393	3 ^a	25
R5	São Domingos	Ramilândia	S25 07 07.5/W54 00 31.4	331	3 ^a	40
F1	Azul	Céu azul	S25 14 17.9/W53 49 14.1	380	3 ^a	100
F2	Castro Alves	Foz do Iguaçu	S25 19 53.5/W53 46 32.1	311	3 ^a	100
F3	Floriano	Foz do Iguaçu	S25 19 51.7/W53 46 40.2	282	5 ^a	100

Para a coleta de macroinvertebrados bentônicos foi utilizado um coletor do tipo *Kick* (30 x 30cm) com malha de 500µm. Em cada trecho, foram amostrados 20 microhábitats com aproximadamente 1m² cada um, procurando abranger a disponibilidade de substratos existentes para a fauna aquática (cascalho, folhas, gravetos, sedimentos finos etc.). Este procedimento foi testado e recomendado por agências de proteção ambiental da Europa e Estados Unidos para uso em ecossistemas com estas características (Barbour *et al.*, 1999; Clarke *et al.*, 2006) e são os mais indicados também para rios no Brasil (Buss & Borges, 2008).

As amostras foram agrupadas em uma amostra composta e o material foi lavado e acondicionado em uma bandeja plástica (60 x 40 x 12 cm) dividida

em 24 *quadrats*, dos quais foram sorteados 8 *quadrats* para a técnica de sub-amostragem. Segundo Oliveira (2009) esta técnica é ideal para a aplicação de procedimentos de bioavaliação rápida em rios. O número de *quadrats* foi determinado por estudo prévio em microbacias da região (Ferronato *et al.*, dados não publicados) seguindo metodologia proposta por Oliveira (2009). O material sub-amostrado foi preservado em álcool 70% e em laboratório foi triado com auxílio de microscópio estereoscópio e os organismos foram identificados até o nível taxonômico de família (exceto a classe bivalvia), com o uso de chaves taxonômicas: Pérez (1996), Costa *et al.* (2000), Bouchard (2004), Dias *et al.* (2006), Passos *et al.* (2007); e Mugnai *et al.* (2008). A classificação dos grupos de alimentação funcional foi baseada em Cummins *et al.* (2005) e Tomanova *et al.* (2006).

Para a análise da comunidade bentônica foram calculados dados de abundância, riqueza de táxons, índice de diversidade de Shannon-Wiener, porcentagem de organismos pertencentes do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), porcentagem de grupos de alimentação funcional (GAF) e índice biótico BMWP' (*Biological Monitoring Working Party Score System*).

Os dados de abundância dos organismos foram logaritimizados e submetidos à DCA (*Detrend Correspondence Analysis*) para verificar a diferença da estrutura e composição da fauna bentônica entre as microbacias com diferentes porcentagens de área florestada.

Os resultados dos indicadores biológicos (riqueza de táxons, índice de diversidade de Shannon-Wiener, porcentagem de organismos pertencentes ao grupo EPT- Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, porcentagem de grupos de alimentação funcional e índice biótico BMWP') foram submetidos ao teste de distribuição normal (*Shapiro Wilk*). Para os que apresentaram normalidade, foi aplicada análise paramétrica de regressão linear e para os dados sem distribuição normal, foi aplicada análise de regressão não paramétrica.

RESULTADOS

Os rios estudados variaram de 3ª a 5ª ordem, a largura variou de 4,50m a 20,00m, a profundidade de 0,02 a 0,52 metros e a vazão de 168 L/s a 8297,00 L/s (Tab.2). A avaliação da qualidade ambiental das localidades amostradas indicou os trechos com 100% da microbacia florestada como “Ótima” e os demais como “Boa” (Tab. 2).

Tabela 2. Características hidrológicas dos pontos amostrais (largura média, profundidade média e vazão); Resultado da avaliação ambiental (A.A) e classificação com relação a qualidade ambiental.

Ponto amostral	Largura média (m)	Profundidade média (m)	Vazão (L/s)	A.A	Classe
R1	5,40	0,34	1387,50	15,30	BOA
R2	5,10	0,27	1160,00	11,00	BOA
R3	9,50	0,06	402,75	15,20	BOA
R4	8,20	0,02	168,00	15,30	BOA
R5	23,00	0,52	1015,30	12,20	BOA
F1	NR	NR	NR	19,80	ÓTIMA
F2	10,00	0,31	873,60	20,00	ÓTIMA
F3	20,00	0,40	8297,00	18,80	ÓTIMA

NR. Dados não registrados.

Os resultados dos parâmetros físicos e químicos apresentaram-se dentro dos limites estipulados pela Resolução CONAMA 357/2005, exceto Fósforo Total que esteve acima do valor máximo estipulado por essa resolução (0,05 mg/L) em sete dos oito pontos (Tab. 3). Esta resolução classifica os cursos de água inseridos em unidades de conservação como Classe especial e os demais estudados como Classe 2.

Tabela 3. Parâmetros físicos e químicos aferidos no momento da coleta (pH, Temperatura da água, Oxigênio dissolvido e Oxigênio Saturado) e analisados em laboratório (Amônia, Nitrogênio total, e Fósforo Total).

Ponto amostral	pH	Temperatura da água °C	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Oxigênio Saturado (%)	Amônia (mg/L NH ₃ -N)	Nitrogênio total (mg/L)	Fósforo total (mg/L)
R1	6,80	27,60	6,60	92,2	0,06	0,00	0,24
R2	7,34	26,60	7,11	96,1	0,00	0,00	0,20
R3	6,20	22,10	8,17	96,8	0,01	0,00	0,37
R4	7,56	23,50	8,45	100	0,08	1,30	0,45
R5	7,62	25,00	6,88	92,3	0,00	0,30	0,52
F1	8,39	16,00	9,35	109,30	0,03	0,00	0,01
F2	7,10	16,20	8,46	85,60	0,00	0,30	0,15
F3	7,10	16,00	7,55	77,00	0,00	0,00	0,10

Fauna bentônica

Foram coletados 11.423 indivíduos distribuídos em 49 famílias (Tab.4) nas classes Oligochaeta, Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia, Crustacea, Arachnida e Insecta. A classe Insecta foi a mais abundante, com 84,5% do total dos organismos coletados. As famílias mais representativas e que foram registradas em todos os pontos amostrais foram: Elmidae (Coleoptera), Chironomidae, Simuliidae (Diptera), Hydropsychidae (Trichoptera) e Baetidae (Ephemeroptera).

As famílias foram classificadas conforme o grupo funcional de alimentação em coletores, raspadores, fragmentadores, filtradores e predadores (Tab. 4).

Tabela 4. Pontuação do BMWP' (*Biological Monitoring Working Party Score System*), número de indivíduos de cada família em cada ponto amostral, classificação no grupo de alimentação funcional (GAF) e abundância de organismos.

CLASSE/ ORDEM / Família	BMWP'	R1 (10%)	R2 (20%)	R3 (20%)	R4 (25%)	R5 (40%)	F1 (100%)	F2 (100%)	F3 (100%)	GAF
HIRUDINEA/HIRUDINIDA										
Glossifonidae	3	0	0	0	0	0	0	3	0	Predador
GASTROPODA										
Ampularidae	3	26	0	0	0	0	1374	0	132	Raspador
Hydrobiidae	3	0	0	0	0	0	0	124	0	Raspador
BIVALVIA*	3	2	0	2	0	0	45	11	0	Filtrador
ARACHNIDA/ACARI										
Hydrachnidae	4	0	0	0	2	0	19	0	0	Predador
CRUSTACEA/ DECAPODA										
Aeglidae	5	0	0	0	0	5	0	3	0	Fragmentador
INSECTA										
EPHEMEROPTERA										
Baetidae	4	3	12	28	75	39	148	68	9	Raspador
Leptophlebiidae	10	30	0	2	6	6	365	29	14	Raspador
Leptohyphidae	6	0	8	0	20	0	87	57	31	Raspador
Caenidae	4	0	0	0	0	5	14	14	0	Raspador
Coryphoridae	0	0	0	0	0	0	14	0	0	Raspador
ODONATA										
Calopterygidae	8	0	0	9	0	0	5	3	4	Predador
Coenarionidae	6	0	0	2	0	0	18	2	7	Predador
Gomphidae	8	0	0	0	0	0	9	9	0	Predador
Libellulidae	8	0	0	5	0	0	4	0	0	Predador
Megapodagrionidae	10	0	0	0	0	0	4	0	0	Predador
Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	2	0	0	Predador

Legenda: * Organismos identificados ao nível de classe.

Continua...

Tabela 4. Pontuação do BMWP' (*Biological Monitoring Working Party Score System*), número de indivíduos de cada família em cada ponto amostral, classificação no grupo de alimentação funcional (GAF) e abundância de organismos.

CLASSE/ ORDEM / Família	BMWP'	R1 (10%)	R2 (20%)	R3 (20%)	R4 (25%)	R5 (40%)	F1 (100%)	F2 (100%)	F3 (100%)	GAF
PLECOPTERA										
Gripopterygidae	7	0	0	0	0	0	224	78	11	Predador
Perlidae	10	14	11	0	4	2	86	29	16	Predador
HEMÍPTERA										
Belostomatidae	0	0	0	0	0	2	0	0	0	Predador
Naucoridae	3	0	2	0	0	0	10	2	5	Predador
Pleidae	3	14	0	0	0	0	11	0	0	Predador
Veliidae	3	0	0	0	0	0	2	4	5	Predador
MEGALOPTERA										
Corydalidae	4	5	0	5	5	0	4	0	0	Predador
COLEOPTERA										
Dryopidae	5	4	0	0	0	3	0	0	2	Raspador
Dytiscidae	3	0	0	0	0	0	0	3	2	Predador
Elmidae	5	202	54	108	176	41	560	223	32	Raspador
Gyrinidae	3	2	0	0	0	0	2	3	0	Predador
Hydrophilidae	3	0	0	0	0	0	2	0	3	Predador
Psephenidae	7	0	0	0	0	0	16	3	3	Raspador
Sirtidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	Predador
Staphylinidae	0	2	37	2	0	8	0	5	0	Predador
DIPTERA										
Ceratopogonidae	4	0	7	4	3	6	12	15	31	Predador
Chironomidae	2	44	46	154	108	371	1170	787	647	Coletor/Predador

Continua...

Tabela 4. Pontuação do BMWP' (*Biological Monitoring Working Party Score System*), número de indivíduos de cada família em cada ponto amostral, classificação no grupo de alimentação funcional (GAF) e abundância de organismos.

CLASSE/ ORDEM / Família	BMWP'	R1 (10%)	R2 (20%)	R3 (20%)	R4 (25%)	R5 (40%)	F1 (100%)	F2 (100%)	F3 (100%)	GAF
DIPTERA										
Empididae	4	5	8	8	8	2	24	37	19	Predador
Psychodidae	4	0	0	2	0	0	2	2	0	Coletor
Simuliidae	5	119	357	33	397	92	110	72	5	Coletor/Filtrador
Tabanidae	4	0	0	0	2	0	0	0	0	Fragmentador
Tipulidae	5	0	0	0	0	0	3	0	5	Fragmentador
TRICHOPTERA										
Calamoceratidae	10	0	0	7	0	4	3	0	0	Fragmentador
Hydrobiosidae	7	0	0	2	0	0	2	0	0	Predador
Hydropsychidae	5	34	13	102	315	14	666	7	5	Filtrador
Hydroptilidae	6	0	0	0	6	0	223	0	0	Raspador
Leptoceridae	10	0	0	0	2	0	38	36	19	Fragmentador
Odontoceridae	10	0	0	0	0	0	0	0	0	Raspador
Philopotamidae	8	2	8	6	7	0	45	14	0	Filtrador
Polycentropodidae	7	0	0	0	0	0	3	0	0	Filtrador
LEPIDOPTERA										
Pyrallidae	7	0	2	0	2	0	54	0	0	Raspador
Abundância	-	519	565	488	1138	600	5453	1650	1010	

A riqueza de táxons foi maior nos pontos amostrais localizados nas microbacias 100% florestadas (F1, F2, e F3) (Fig. 6A). O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi maior nos pontos F1 e F3 (Fig. 6B).

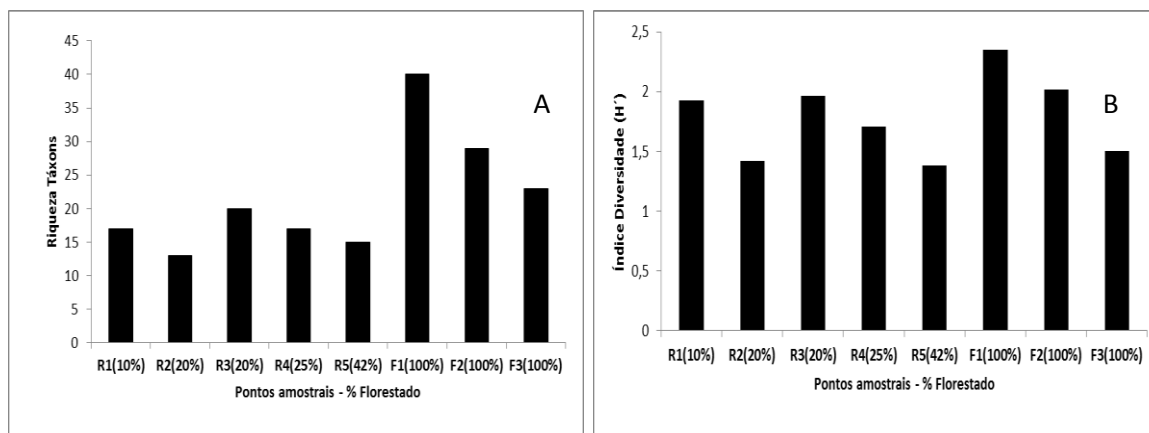


Figura 6. Riqueza de táxons (A) e valores do índice de diversidade Shannon-Wiener (H') nos pontos amostrais de microbacias que apresentam diferentes percentuais de área florestada (R=rural; F=florestado).

As maiores porcentagens de organismos do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) foram registradas em R4 (38,22%) que apresenta 25% da microbacia florestada, seguida de F1 (36,42%) (Fig. 7A). Entretanto, quando a porcentagem do grupo EPT foi calculada sem organismos das famílias Baetidae (Ephemeroptera) e Hydropsychidae (Trichoptera) que são considerados menos sensíveis a impactos, os maiores percentuais foram encontrados nos pontos localizados em microbacias 100% florestadas (F1, F2 e F3) (Fig. 7B).

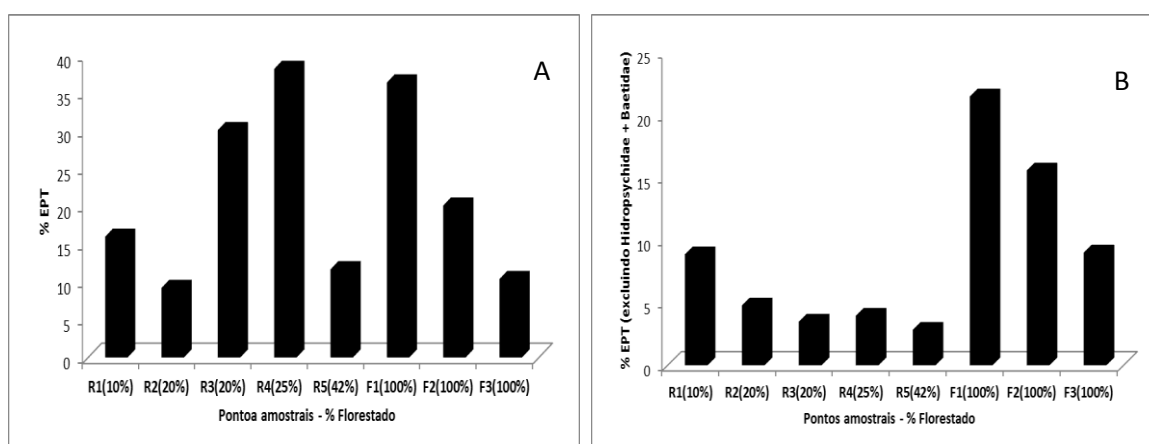


Figura 7. Porcentagem do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) (A) e porcentagem do grupo excluindo Baetidae e Hydropsychidae (B) nos pontos amostrais de microbacias que apresentam diferentes percentuais de área florestada (R=rural; F=florestado).

O grupo de alimentação funcional mais representativo em todos os pontos amostrais foi o coletor enquanto que os fragmentadores apresentaram baixa porcentagem nos pontos com até 40% de área florestada e não foram registrados nas microbacias menos florestadas. Raspadores e predadores foram registrados em todos os pontos (Fig. 8).

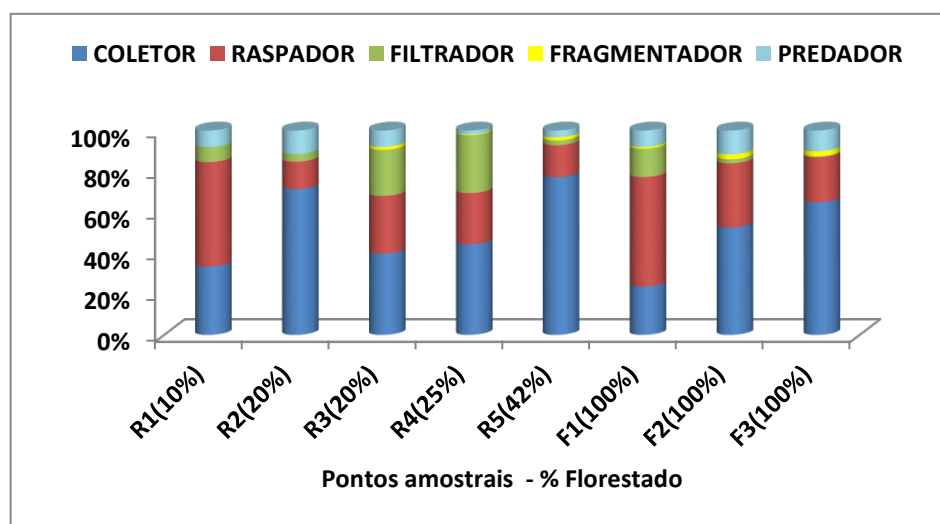


Figura 8. Porcentagem dos grupos de alimentação funcional (GAF) registrada nos pontos amostrais de microbacias que apresentam diferentes percentuais de área florestada (R=rural; F=florestado).

O índice BMWP' (*Biological Monitoring Working Party Score System*) classificou a qualidade da água dos pontos em microbacias 100% florestadas como classe I (ótima) e os pontos em microbacias predominantemente rurais como classe III (duvidosa) (Fig.9).

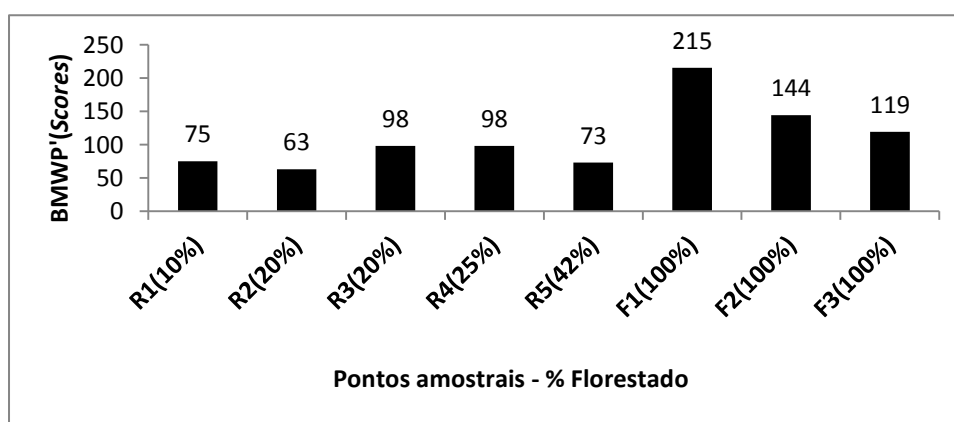


Figura 9. Pontuações dos índices BMWP' (*Biological Monitoring Working Party Score System*) para a qualidade da água dos pontos amostrais de microbacias que apresentam diferentes percentuais de área florestada (R=rural; F=florestado).

A análise DCA (*Detrend Correspondence Analysis*) indicou que a estrutura e composição da fauna bentônica dos pontos em microbacias totalmente florestadas são mais similares entre si, do que com as microbacias rurais (Fig.10).

A maior semelhança entre os pontos de referência pode ser explicado pelo fato de que algumas espécies foram exclusivas das microbacias inseridas no Parque Nacional do Iguaçu, das quais destacam-se: Hydrophilidae, Psephenidae e Dytiscidae (Coleoptera), Tipulidae (Diptera), Coryphoridae (Ephemeroptera), Megapodagrionidae e Protoneuridae (Odonata), Gripopterygidae (Plecoptera), Glossosomatidae e Polycentropodidae (Trichoptera).

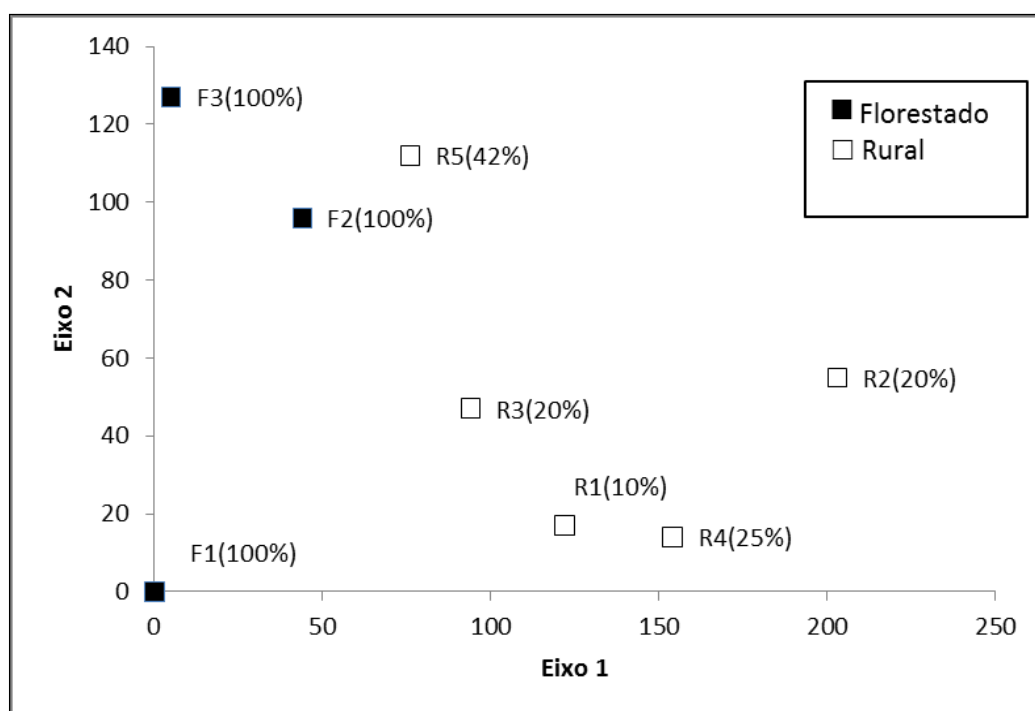


Figura 10. DCA da estrutura e composição da fauna bentônica registrada nos pontos amostrados em microbacias de referência (Florestado=F) pontos teste (Rural=R) com diferentes percentuais de área florestada.

A análise de regressão linear simples indicou relação estatisticamente significativa ($p < 0,005$) entre o percentual de área florestada e riqueza de táxons, BMWP', porcentagem de fragmentadores e temperatura da água (Fig.11 A, B, C e D).

A análise de regressão simples não apresentou relação estatisticamente significativa ($p > 0,05$) entre a porcentagem de área florestada e as variáveis que não apresentam distribuição normal (% coletor, Amônia, Nitrogênio Total e Fósforo Total).

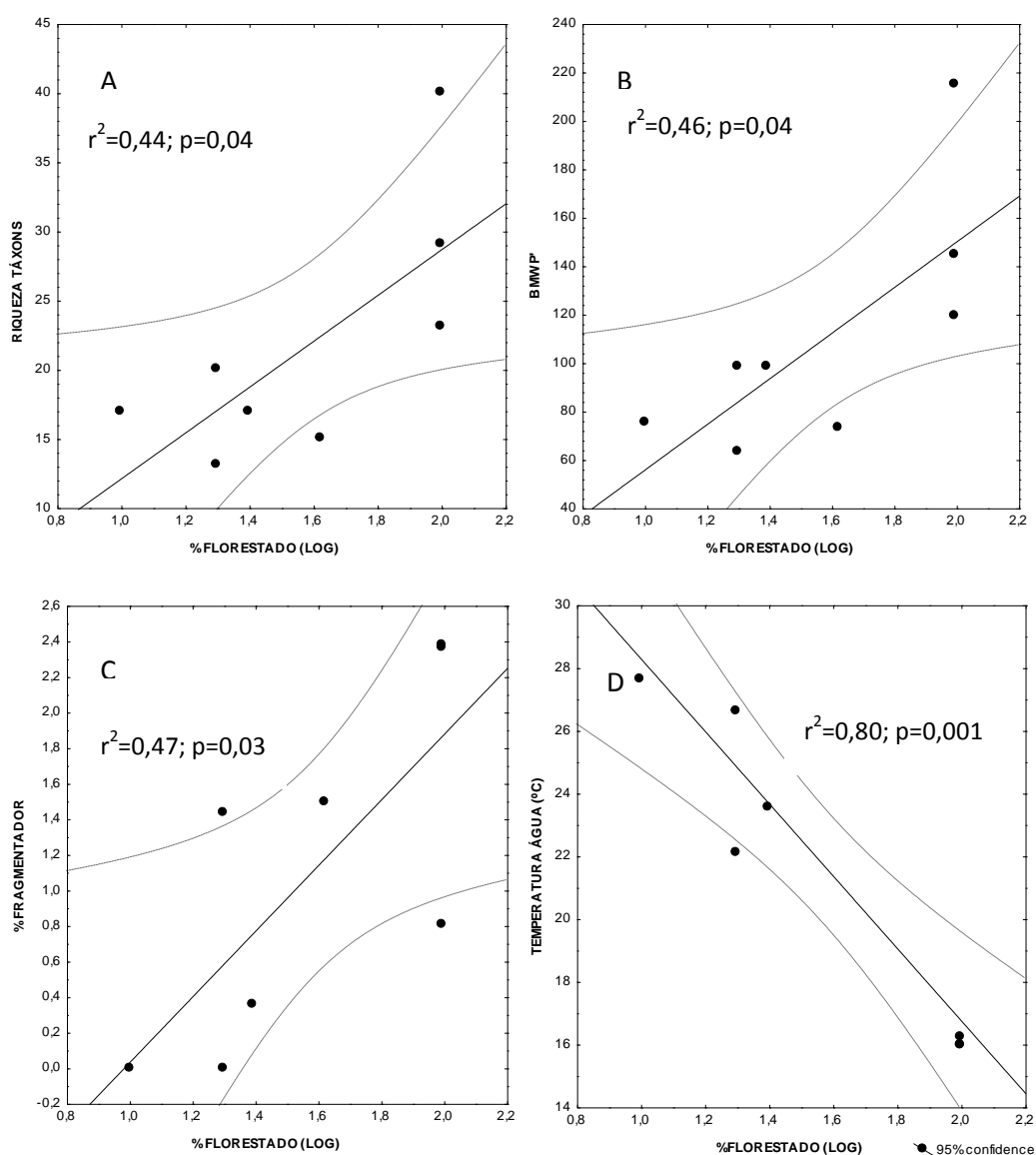


Figura 11. Regressão linear simples entre o percentual de área florestada na microbacia e os indicadores de estrutura e composição da fauna bentônica.

DISCUSSÃO

Os resultados encontrados sugerem que a porcentagem de área florestal influenciou na avaliação da qualidade ambiental e na estrutura, composição e função da fauna bentônica das nas microbacias estudadas. As microbacias 100% florestadas apresentaram melhor qualidade ambiental do que as microbacias predominantemente rurais, como o esperado.

A classe Insecta predominou em diversidade e abundância. Em águas correntes os insetos compõem maior parte da fauna de invertebrados bentônicos (Hynes, 1970; Ribeiro & Uieda, 2005).

A integridade ambiental das microbacias inseridas no Parque Nacional do Iguaçu promoveu maior riqueza de táxons, quando comparadas com as microbacias com uso do solo predominantemente rural. Segundo Stoddard *et al.*(2006), áreas minimamente impactadas por atividades antrópicas apresentam comunidades com estrutura e funções ecológicas úteis na detecção de gradientes de impacto.

Neste contexto, nossos resultados reforçam a ideia de que microbacias inseridas no Parque Nacional do Iguaçu podem ser úteis como áreas de referência para a região Oeste do Paraná uma vez que, nesta região, onde a agricultura predomina, esta unidade de conservação é o maior fragmento florestal e contribui com a manutenção da biodiversidade regional.

Ao utilizar a porcentagem de organismos pertencentes ao grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) para avaliar a integridade ambiental dos pontos amostrados, foi possível verificar que microbacias com uso do solo predominantemente agrícola, apresentaram maior porcentagem deste grupo. Este resultado pode ser atribuído à presença de organismos que são considerados menos sensíveis a impactos. Egler (2002), em estudo realizado no estado do Rio de Janeiro, constatou que algumas espécies de Ephemeroptera que se alimentam de algas podem aumentar o número de indivíduos em microbacias influenciada pelo uso de fertilizantes. Na mesma

região, outras famílias desta ordem (Baetidae e Leptohyphidae) foram consideradas menos sensíveis a poluição orgânica (Buss *et al.*, 2002).

Da ordem Plecoptera, o gênero *Anacroneuria* (Perlidae) é considerado menos sensível a degradação ambiental (Fore *et al.*, 1996; Maxted *et al.*, 2000) e no presente estudo, esta família foi encontrada em 7 dos 8 pontos amostrados. Cabe ressaltar que da ordem Plecoptera, a família Gripopterygidae foi registrada somente nas microbacias 100% florestadas.

Bispo & Oliveira (2007) ao estudarem a diversidade e estrutura do grupo EPT em riachos na região central do Brasil (Goiás), concluíram que a ação antrópica determinou os padrões de diversidade deste grupo. Os autores só encontraram a família Gripopterygidae em área com menor impacto antrópico. Tais informações corroboram nossos resultados e sugerem que esta família pode ser bioindicadora de áreas em boas condições ambientais.

A família Hydropsychidae (Trichoptera), registrada em todos os pontos amostrais no presente estudo, pode ser encontrada em alta densidade em microbacias predominantemente agrícolas (Olsen & Watzin, 2009).

Diante das evidências de que as famílias Baetidae e Hydropsychidae são menos sensíveis a impactos, optou-se por excluí-las do cálculo da porcentagem de EPT e verificou-se maiores porcentagens deste grupo nas microbacias 100% florestada quando comparadas com as rurais. Estes resultados indicam a necessidade de pesquisas que identifiquem quais organismos deste grupo são realmente sensíveis em diferentes ecorregiões do Brasil. Segundo Buss & Salles (2007) as famílias de macroinvertebrados bentônicos podem exibir diferentes tolerâncias de região para região, justificando a necessidade de que índices biológicos sejam testados em diferentes ecorregiões e passem por adaptações, caso seja necessário.

Ao avaliar os grupos de alimentação funcional, foi possível verificar que os maiores percentuais de fragmentadores foram encontrados nas microbacias 100% florestadas e não foram registrados em pontos com menores percentuais de área florestada na microbacia (ex.10% e 20%). Segundo Cummins *et al.* (2005), este grupo depende da disponibilidade de matéria orgânica particulada

grossa (> 1 mm) proveniente de vegetação nas áreas adjacentes aos ambientes aquáticos. A diminuição deste grupo funcional em microbacias predominantemente agrícolas também foi registrada por Moore & Palmer (2005) que confirmam a importância da vegetação ciliar como fonte de material alóctone.

A relação estatística significativa entre o percentual florestado e pontuação do índice biótico BWMP' (*Biological Monitoring Working Party Score System*) adaptado para o estado do Paraná (Loyola, 2000) demonstra que este índice foi sensível na avaliação biológica da qualidade da água das microbacias estudadas.

Nossos resultados contribuem com informações relevantes sobre a qualidade ambiental e da água de microbacias da região oeste do Paraná e sua fauna de invertebrados bentônicos. Além disso, reforçam a importância de ações que visem a recuperação e manutenção da vegetação ciliar como forma de mitigar os efeitos das atividades agrícolas que afetam os ambientes aquáticos lóticos e desta forma, garantir a disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos para esta e futuras gerações.

REFERÊNCIAS

- Allan J.D.; Johnson L.B. (1997) Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 37, 107-111.
- Allan, J.D.; Erickson, D. L; Fay, J. (1997), The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales *Freshwater Biology*, 37, 149-161.
- American Public Health Association - Apha, (1995), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th ed., Washington, DC.
- Baptista, D.F. (2008), Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3): 425-441.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J.; Snyder, B. D.; Stribling, J. B.. (1999), *Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. Second Edition*. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. xiv, 11 chapters, 4 appendices.
- Bispo, P.C.; Oliveira, L.G. (2007), Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(2): 283-293.
- Bouchard, R.W. Jr. (2004), *Guide to Aquatic Invertebrates of the Upper Midwest. Identification Manual for Students, Citizen Monitors, and Aquatic Resource Professional*. University of Minnesota, 2007.
- Brasil (2005), Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União*, 18 de março de 2005.
- Brasil (1965), Lei nº. 4.771 de 15 de setembro de 1965. *Código Florestal Brasileiro*.

- Bunn, S.E., Davies, P.M.; Mosisch, T.D. (1999), Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41(2):333-345.
- Buss, D. F.; Baptista, D. F.; Silveira, M. P.; Nessimian, J. L.; Dorvillé, L. F. M. (2002), Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia* 481:125-136.
- Buss, D. F.; Borges, E. L. (2008), Application of Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for Benthic macroinvertebrates in Brazil: Comparison between Sampling Techniques and Mesh Sizes. *Neotropical Entomology* 37(3):288-295.
- Buss, D.F.; Baptista, D.F.; Nessimian, J.L.; Egler, M. (2004), Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia* 518: 179-188.
- Buss, D.F.; Salles, F.F (2007), Using Baetidae Species as Biological Indicators of Environmental Degradation in a Brazilian River Basin. *Environ Monit Assess* (2007) 130:365–372.
- Cairns Jr., J.; Pratt, J. R., (1993), A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, ed.), pp. 10-27, New York: Chapman & Hall.
- Clarke, R.T.; Lorenz, A.; Sandin, L; Schmidt-Kloiber, A.; Strackbein, J.; Kneebone, N. T.; Haase, P. (2006), Effects of sampling and sub-sampling variation using the STAR-AQEM sampling protocol on the precision of macroinvertebrate metrics. *Hydrobiologia* 566: 441-459.
- Costa, J. M.; Souza, L. O. I; Lourenço, A.N. (2000), Chave para Famílias e Gêneros das larvas de Odonata citadas para o Brasil: Comentários e Registros Bibliográficos (Insecta: Odonata). *Publicações Avulsas do Museu Nacional* 80: 1–27.

- Cummins, K. W.; Merritt, R. W. E.; Andrade, P. C. N. (2005), The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40, 69-89.
- Dias, L. G.; Salles, F. F.; Francischetti, C. N.; Ferreira, P. S. F. (2006), Key to the genera of Ephemerelloidea (Insecta: Ephemeroptera) from Brazil *Biota Neotropica*, v6 (n1).
- Egler, M, 2002. Utilizando a fauna de macroinvertebrados como indicadores da integridade ambiental em uma área de agricultura intensiva em Nova Friburgo. Dissertação de Mestrado. Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro, RJ, 103 pp.
- Fore, L. S., Karr, J. R. R.; Wisseman, W. (1996), Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society* 15(2): 212–231.
- Fundação SOS Mata Atlântica/INPE. (2009), Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 2005-2008. Sao Paulo, INPE – Instituto Nacional de Pesquisa Espacial. p.156.
- Harding, J.S.; Benfield, E.F; Bolstand, P.V; Helfman, G.S; Jones Lii, E..B.D. (1998), Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Ecology*, 95: 14843-14847.
- Hynes, H.B. (1970) The ecology of running waters. Canada, University of Toronto Press, 555p.
- Instituto Brasileiro de Meio Ambiente - IBAMA. (1999), Plano de Manejo do Parque Nacional do Iguaçu. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br>
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICmbio. (2011), Atlas da fauna brasileira ameaçada de extinção em unidades de conservação federais. Brasília. 276p.
- Instituto das Águas do Paraná. (2011), Bacias Hidrográficas do estado do Paraná.

- Junqueira, V.M; Campos, S. C. M. (1998), Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais Brazil) *Acta Limnológica Brasiliensia*, 10 (2): 125-135.
- Lorion, C. M; Kennedy, B.P. (2009), Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology*, 54, 165-180.
- Loyola, R.G.N. (2000), Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação – Anais, Volume I. UFES, Vitória, Espírito Santo, 46-52.
- Maxted, J. R., Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Poretti, V.; Primrose, N.; Silvia, A.; Penrose, D.; Renfrow, R. (2000), Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 128–144.
- Metcalf, J. L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60:101-139.
- Monteiro, T. R; Oliveira, L.G; Godoy, B.S. (2008), Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: Adaptação do índice biótico BMWP’ à Bacia do Rio Meia Ponte - GO. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (3): 553-563.
- Moore, A. A.; Palmer, M.A. (2005), Invertebrate Biodiversity in agricultural and urban headwater streams: Implications for conservation and management. *Ecological Applications*, 15 (4): 1169 – 1177.
- Moulton, T. P.; Magalhães, S. A. P. (2003), Responses of leaf processing to impacts in streams in atlantic rain forest, Rio de Janeiro, Brazil – a test of the biodiversity-ecosystem functioning relationship? *Braz. J. Biol.*, 63(1): 87-95.
- Mugnai, R.; Nessimian, J.L.; Baptista, D.F. (2009), Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: Para

atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 176 p.

- Oliveira, R.B.S. (2009), Desenvolvimento de um índice multimétrico rápido baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos para avaliação da integridade ecológica de riachos do complexo Guapiaçu-Macacu, RJ. Dissertação de Mestrado, PPGE/UFRJ, Rio de Janeiro.
- Olsen, D.A., Watzin, M.C. (2009), Do agricultural pollutants affect competition between filter-feeding caddis fly larvae? Results of laboratory microcosmo experiments. *Freshwater Biology*, 54, 406–416.
- Passos, M.I.S.; Nessimian, J. L.; Ferreira, N. Jr. (2007). Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, *Brasil Revista Brasileira de Entomologia* 51(1): 42-53.
- Pérez, G. R. (1996), Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia, Argentina. 217 p.
- Peris, A.F; Lugnani, A.C . (2003), Um estudo sobre o eixo Cascavel–Foz do Iguaçu, na região oeste do Paraná. *Revista Paranaense de Desenvolvimento*. 104, p. 79- 102.
- Piffer, M. (1999), Apontamentos sobre a base econômica da região Oeste do Paraná. In:Cassimiro Filho, F.; Shikida, P. F. A. (Orgs.) *Agronegócio e Desenvolvimento regional*. EDUNIOESTE: Cascavel, p. 5784.
- Ribeiro, L.O.; Uieda, V.S. (2005), Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (3): 613-618.
- Richards, C., Haro, R.J., Johnson, B.L.; Host, G.E. (1997), Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology*. 37(1):219-230.

- Robinson, C. T.; Tockner, K; Ward, J . V. (2002), The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47, 661–677.
- Rosenberg, D. M.; Resh, V. H.(1993), Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: D. M. Rosenberg & V. H. Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman &Hall, New York.
- Silveira, M. P. (2004), Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios, Documentos 36. Embrapa, Jaguariúna.
- Sponseller, R. A.; Benfield. E.F.; Valett, H.M. (2001), Relationship between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46, 1409-1424.
- Stoddard, J.L.; Larsen, D.P; Hawkins, L.P.; Johnson, R.K.; Norris, R.H. (2006), Expectations for the ecological condition of stream: The concept of reference condition. *Ecological Application*, 16(4), 1267-1276.
- Tomanova, S.; Goitia, E.; Heles, J. (2006), Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556:251-264.
- Vannote, R. L.; Mishall, G. W., Cummins, K. W.; Sedell, J. R.; Cushing, C. E. (1980), The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.
- Walley, W. J. E.; Hawkes, H. A. (1997), A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundancerating, site type and indicator value. *Water Research*, 31, 201-210
- Ward, J.V. (1998), Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* Vol. 83, No. 3, pp. 269-278.

CAPÍTULO 2: INDO CONTRA O FLUXO: INFLUÊNCIA DO RIO PRINCIPAL
SOBRE TRIBUTÁRIOS E NA COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS

CHAPTER 2: GOING AGAINST THE FLOW: MAIN STEAM INFLUENCE ON
TRIBUTARIES AND MACROINVERTEBRATE COLONIZATION

RESUMO

A fauna bentônica nos ecossistemas aquáticos lóticos se distribui conforme as características hidrológicas do canal, disponibilidade de substratos para colonização e condições físicas e químicas da água. O presente trabalho teve como objetivo testar três hipóteses: 1-Trechos florestados a jusante de impactos agrícolas podem auxiliar na recuperação da macrofauna bentônica; 2-Rios de grande porte influenciam na dinâmica hidrológica de tributários e da sua fauna bentônica e 3- Fragmentos florestais contribuem na colonização de trechos a montante. Para testar as hipóteses a macrofauna bentônica foi amostrada em trechos de rios de 3ª e 5ª ordem que apresentam diferentes gradientes longitudinais de qualidade ambiental. Em cada ponto amostral foram avaliadas as características hidromorfológicas do canal e a fauna bentônica foi coletada com coletor do tipo *kick* (30 x 30cm) com malha de 500µm. Os organismos foram identificados até o nível taxonômico de família. Foram calculados dados de abundância de organismos, riqueza de táxons, riqueza de táxons do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) e porcentagem de grupos de alimentação funcional. A análise INDVAL (*Indicator Species*) com o objetivo de encontrar famílias relacionadas com áreas florestadas e rurais. Houve diferença estatística significativa da estrutura da fauna bentônica entre os pontos amostrados em trechos florestados e rurais (ANOVA $p < 0,001$). As famílias Elmidae, Psephenidae (Coleoptera), Calamoceratidae, Leptoceridae (Trichoptera), Gripopterygidae, Perlidae (Plecoptera) e Simuliidae, Tipulidae (Diptera) foram associadas significativamente com os trechos florestados e as famílias Philopotamidae (Trichoptera) e Chironomidae (Diptera) foram associadas aos trechos rurais. Foi constatada mudança na composição da fauna de invertebrados bentônicos em trechos de tributários com o aumento distância da confluência com o rio principal, sugerindo que trechos de confluência de tributários com Rio Iguaçu podem apresentar características hidrológicas e fauna bentônica distinta. Na avaliação da influência da floresta do Parque Nacional do Iguaçu em trechos rurais a montante, houve maior porcentagem da família Perlidae nos pontos próximos ao parque e aumento na porcentagem das famílias Chironomidae, Baetidae e Hydropsychidae nos pontos mais distantes, sugerindo que trechos a montante da borda do parque podem ser colonizados por insetos adultos (alados) provenientes da floresta do parque. A possível colonização rio acima por insetos adultos indica a importância das unidades de conservação na proteção da diversidade biológica fora dos seus limites.

Palavras - chave: macroinvertebrados, hidrologia, rio principal, migração, unidade de conservação.

ABSTRACT

The benthic fauna in lotic aquatic ecosystems is distributed according to the hydrological characteristics of the channel availability of substrates for colonization and physical and chemical conditions of the water. This study aimed to test three hypotheses: 1- Excerpts forested downstream of agricultural impacts can assist in the recovery of the benthic macrofauna; 2- River large influence on the hydrological dynamics of tributaries and its benthic fauna and 3 - Forest fragments contribute colonization of upstream stretches. To test the hypotheses of the benthic macrofauna was sampled in river reaches 3rd and 5th order having different longitudinal gradients of environmental quality. At each sampling point were evaluated hydromorphological characteristics of the channel and benthic fauna were collected with kick collector (30 x 30cm) with 500µm mesh. The organisms were identified to the taxonomic level of family. Data were calculated abundance of organisms, taxa richness, taxa richness group EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) and percentage of functional feeding groups (FFG). Was applied the analysis INDVAL (Indicator Species) in order to find families related to rural and forested areas. There was a statistically significant difference in the structure of benthic fauna between sampling points in rural and forested sections (ANOVA $p < 0.001$). Families Elmidae, Psephenidae (Coleoptera), Calamoceratidae, Leptoceridae (Trichoptera), Gripopterygidae, Perlidae (Plecoptera) and Simuliidae, Tipulidae (Diptera) were significantly associated with forested stretches and families Philopotamidae (Trichoptera) and Chironomidae (Diptera) were associated the rural sections. Change was observed in the composition of benthic invertebrate fauna in stretches of tributaries with increasing distance from the confluence with the main river, suggesting that portions of tributaries to the confluence of the Iguaçu River may have characteristics distinct hydrological and benthic fauna. In assessing the influence of forest Iguaçu National Park in rural stretches upstream, there was a higher percentage of the family Perlidae in the points near the park and increase in the percentage of families Chironomidae, Baetidae and Hydropsychidae in the most distant, suggesting that portions of the upstream edge of the park can be colonized by adult insects (winged) from the forest park. The possible colonization upriver adult insects indicate the importance of conservation in the protection of biological diversity outside their boundaries.

Key - words: macroinvertebrate, hydrology, main river, migration, conservation unit.

INTRODUÇÃO

A distribuição de espécies nos ambientes aquáticos lóticos depende da disponibilidade de recurso alimentar, substrato para colonização, condições físicas e químicas da água, bem como, características hidrológicas (vazão, permeabilidade, sazonalidade e precipitação) (Ward, 1998), as quais podem ser determinadas por fatores antropogênicos (Hepp *et al.*, 2010; Souza *et al.*, 2011), entre eles, a transformação de áreas florestadas nas margens de rios em áreas de cultivo agrícola ou pastagem de animais.

A remoção da vegetação ripária diminui a entrada de matéria orgânica particulada grossa que serve de alimento e abrigo para a fauna bentônica (Richards *et al.*, 1997), aumento na temperatura da água, devido a maior entrada de luz (Bunn *et al.*, 1999) e maior entrada de sedimento proveniente da erosão das margens (Loryon & Kennedy, 2009). Estudos recentes demonstram que o tipo de uso do solo na microbacia de drenagem altera as características físicas dos leitos dos rios e a qualidade da água, afetando a biodiversidade aquática (Sponseller *et al.* 2001; Roy *et al.*, 2003; Black *et al.*, 2004; Rios *et al.* 2006; Hepp *et al.*, 2010).

Além das alterações na bacia de drenagem ocasionadas pelo tipo de uso e manejo do solo, mudanças nas características hidrológicas naturais de rios, como a regularização da vazão, também podem proporcionar modificações na distribuição das comunidades aquáticas. A regularização da vazão é a maior responsável pela alteração no balanço hídrico dos ecossistemas aquáticos (Medeiros *et al.*, 2007).

Áreas de confluência de rios são consideradas ecótonos, nas quais é possível encontrar espécies distintas (Ward & Wienes, 2001). A influência de tributários na composição da fauna de rios principais vem sendo estudada por diversos pesquisadores (Benda *et al.*, 2004; Nally *et al.*, 2011; Rice *et al.*, 2001). Entretanto, os efeitos de rios principais em comunidades biológicas de tributários são pouco estudados, tanto para peixes (Osborne & Wiley, 1992;

Mérigoux & Ponton, 1999) como para macroinvertebrados bentônicos (Beckmann *et al.*, 2005).

Alterações na dinâmica natural dos ambientes aquáticos podem ser avaliadas pela estrutura e composição da fauna bentônica que, segundo Rosenberg & Resh (1993), refletem as condições da integridade ecológica dos ambientes, uma vez que a maioria dos grupos taxonômicos apresenta exposição prolongada a todas as variações ambientais, diferentes níveis de sensibilidade e taxas de recuperação.

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo testar as seguintes hipóteses:

- 1- Trechos florestados a jusante de impactos agrícolas podem auxiliar na recuperação da macrofauna bentônica;
- 2- Rios de grande porte influenciam na dinâmica hidrológica de tributários e da sua fauna bentônica;
- 3- Fragmentos florestais contribuem na colonização a montante.

MATERIAL E MÉTODOS

Para a coleta de macroinvertebrados bentônicos foi utilizado um coletor do tipo *Kick* (30 x 30cm) com malha de 500µm. Em cada trecho, foram amostrados 20 microhábitats com aproximadamente 1m² cada um, totalizando 20m², procurando reproduzir a maioria de substratos disponíveis para a fauna aquática (cascalho, folhas, gravetos, sedimentos finos, etc.) segundo metodologia proposta por Barbour *et al.*, (1999). Este procedimento foi testado e recomendado por agências de proteção ambiental da Europa e Estados Unidos para uso em ecossistemas com estas características (Clarke *et al.*, 2006) e são os mais indicados também para rios no Brasil (Buss & Borges, 2008).

As vinte amostras foram agrupadas em uma única unidade amostral, por ponto que, foi lavada e acondicionada em uma bandeja plástica (60 x 40 x 12 cm) dividida em 24 *quadrats*, dos quais oito foram sorteados para a técnica de sub-amostragem. Segundo Oliveira (2009), esta técnica é ideal para a aplicação de procedimentos de bioavaliação rápida em rios. O número de quadrats foi determinado por estudo prévio em microbacias da região (dados não publicados) seguindo metodologia proposta por Oliveira (2009).

O material sub-amostrado foi preservado em álcool 70% e em laboratório foi triado com auxílio de microscópio estereoscópio. Os organismos foram identificados até o nível taxonômico de família, com o uso de chaves taxonômicas: Pérez (1996), Bouchard (2004), Costa *et al.* (2000), Dias *et al.* (2006), Passos *et al.* (2007) e Mugnai *et al.* (2008). A classificação dos grupos funcionais foi baseada em Cummins *et al.* (2005) e Tomanova *et al.* (2006).

Em campo, foram estimadas medidas de largura média, profundidade média e velocidade média da correnteza. Para análise dos dados ambientais foi utilizado protocolo de avaliação visual (Barbour *et al.*, 1999) que avalia as condições do leito do rio (substratos disponíveis, tipo de sedimento e regime de fluxo) e o seu entorno (quantidade de mata ciliar e os tipos de uso e manejo do solo). Este protocolo atribui uma pontuação para cada item avaliado e a média final, classifica os pontos amostrais em ruim (0-5), regular (6-10), boa (11-15) e ótima (16-20). Parâmetros físicos e químicos da água (pH, oxigênio dissolvido, oxigênio saturado e temperatura da água) foram medidos em campo. As amostragens foram realizadas no período de inverno/2010 e 2011, época de menor pluviosidade na região. Segundo Buss *et al.* (2004) neste período os ambientes lóticos apresentam maior estabilidade permitindo maior diversidade da fauna bentônica.

Hipótese 1

Para testar a hipótese de que trechos florestados a jusante de impactos agrícolas, podem auxiliar na recuperação da macrofauna bentônica, foram selecionadas sete microbacias localizadas na região oeste do Paraná, das quais duas são totalmente inseridas no Parque Nacional do Iguaçu (PNI) onde foram selecionados os pontos de referência (REF) e cinco que se inserem no parque e apresentam maior parte da microbacia em área agrícola, nas quais foram selecionados pontos amostrais em trechos florestados (FLO) e pontos em trechos rurais (RUR), totalizando quinze pontos amostrais (Fig. 1).

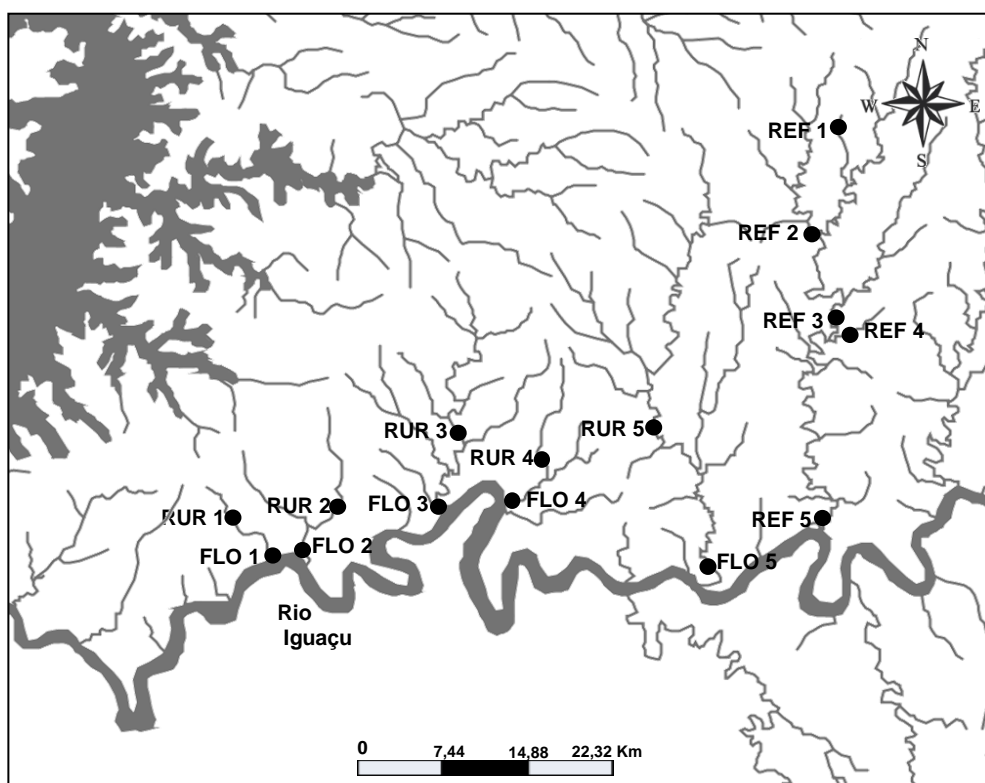


Figura 1. Localização dos pontos amostrais (RUR= rural; FLO= florestado).

Para este conjunto de dados foi aplicada a análise INDVAL (*Indicator Species*) a fim de verificar quais táxons seriam indicadores de área florestada e rural. Neste método, proposto por Dufrêne & Legendre (1997), a abundância relativa é comparada com a frequência a fim de encontrar um percentual que indique um táxon associado a um determinado local ou condição (Principe, 2008; Roger *et al.*, 2011). Foram também calculadas a abundância de

organismos, riqueza de táxons, riqueza de táxons do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera).

Os dados de frequência dos organismos foram logaritimizados e submetidos à análise de similaridade de Simpson.

Para os resultados de abundância de organismos, riqueza de táxons e riqueza de táxons do grupo EPT para o conjunto de dados formados pelos pontos florestados e rurais foi aplicada análise de variância (ANOVA *One-way*).

Hipótese 2

A hipótese de que rios de grande porte influenciam na dinâmica hidrológica de tributários e da sua fauna bentônica foi testada a partir de amostras obtidas em cinco tributários do Rio Iguaçu (rio Apepu, Índio, Represa Grande, Capaço, Silva Jardim) localizados na região conhecida como Baixo Iguaçu (Fig. 2). A escolha desses tributários se deu pela facilidade de acesso através do uso de barco em trecho navegável do rio Iguaçu a partir do Parque Nacional do Iguaçu.

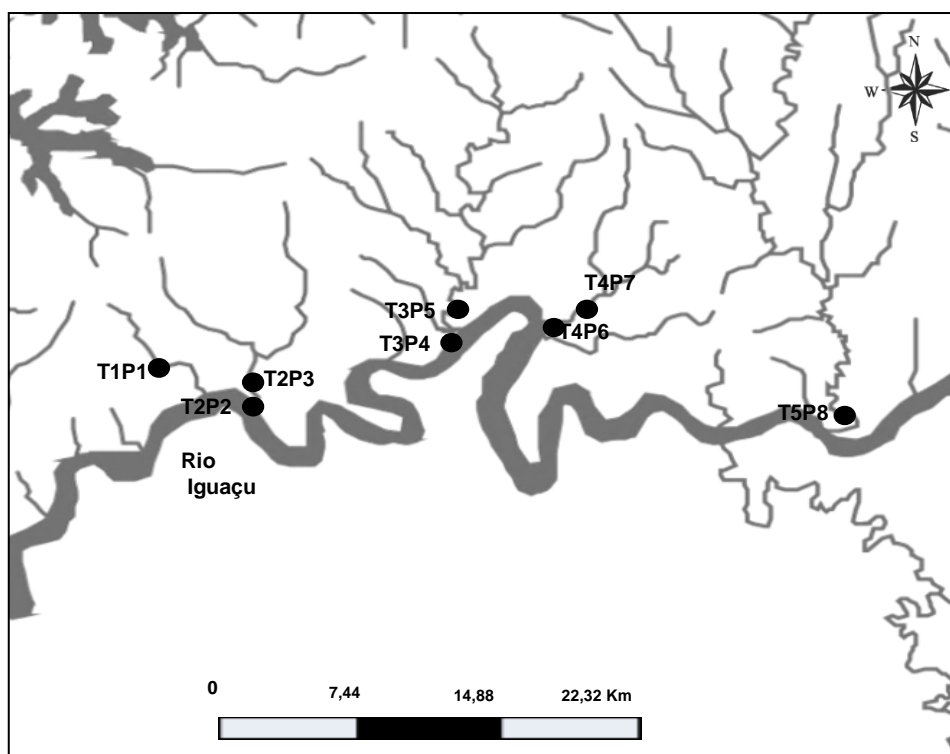


Figura 2. Localização dos pontos amostrados em tributários do rio Iguaçu.

Amostras da fauna bentônica foram obtidas em oito pontos com diferentes distâncias da confluência com o rio principal (Rio Iguaçu) (Tab. 1).

Tabela 1. Tributários (T), pontos amostrais (P) e distância (km) de cada ponto em relação a confluência com o Rio Iguaçu.

Tributário Rio Iguaçu	Ponto amostral	Distância em relação à confluência com o Rio Iguaçu (km)
Apepu	T1P1	1,30
Índio	T2P2	0,27
	T2P3	0,63
Represa Grande	T3P4	0,25
	T3P5	2,50
Capaço	T4P6	0,39
	T4P7	1,13
Silva Jardim	T5P8	4,80

Para avaliar possíveis mudanças na comunidade bentônica em relação à distância dos pontos amostrais da confluência com o Rio Iguaçu foram comparados os dados de abundância de organismos, riqueza de táxons, riqueza de táxons do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) e percentual dos grupos de alimentação funcional (GAF). Foi aplicada análise de regressão simples entre profundidade o canal e as métricas biológicas.

Hipótese 3

Com o objetivo de testar a hipótese de que fragmentos florestais contribuem na colonização de invertebrados a montante, foi selecionado um ponto amostral em trecho localizado na borda da floresta do Parque Nacional do Iguaçu e um em trecho rural a montante nos rios Índio, Represa Grande e Capaço (Fig.3).

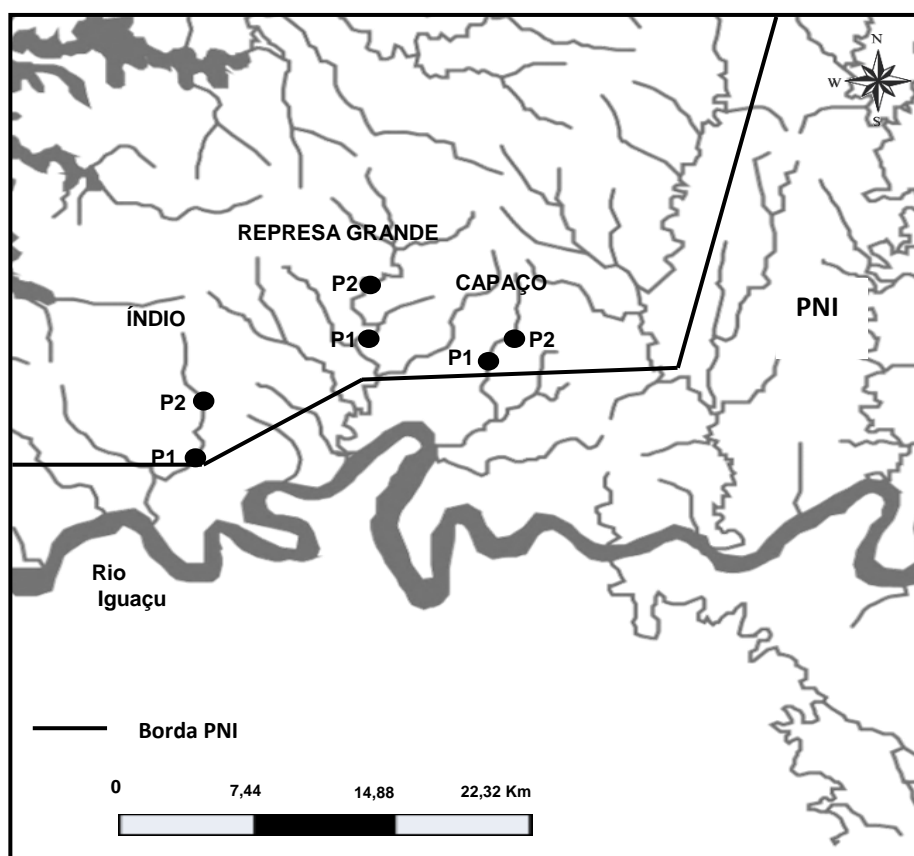


Figura 3. Localização dos pontos amostrais próximos (P1) e distantes (P2) da borda do Parque Nacional do Iguaçu.

Para este conjunto de dados foi avaliada a abundancia relativa e riqueza de táxons.

RESULTADOS

Hipótese 1

A análise INDVAL (*Indicator species*) realizada com o subgrupo formado pelos pontos de referência (REF), pontos em trechos florestados (FLO) e trechos rurais (RUR) indicou que as famílias Elmidae, Psephenidae (Coleoptera), Calamoceratidae, Leptoceridae (Trichoptera), Gripopterygidae, Perlidae (Plecoptera) e Simuliidae, Tipulidae (Diptera) foram associadas significativamente ($p < 0,05$) com os trechos florestados. Esta análise indicou ainda, as famílias Philopotamidae (Trichoptera) e Chironomidae (Diptera) como significativamente associadas aos trechos rurais.

A abundância de organismos e a riqueza de táxons foram maiores nos pontos de referência e nos pontos rurais (Fig.4A e B). Entretanto, houve diferença estatística significativa (ANOVA $p = 0,044$) entre a riqueza de táxons somente entre os pontos de referência (REF) e os florestados (FLO)

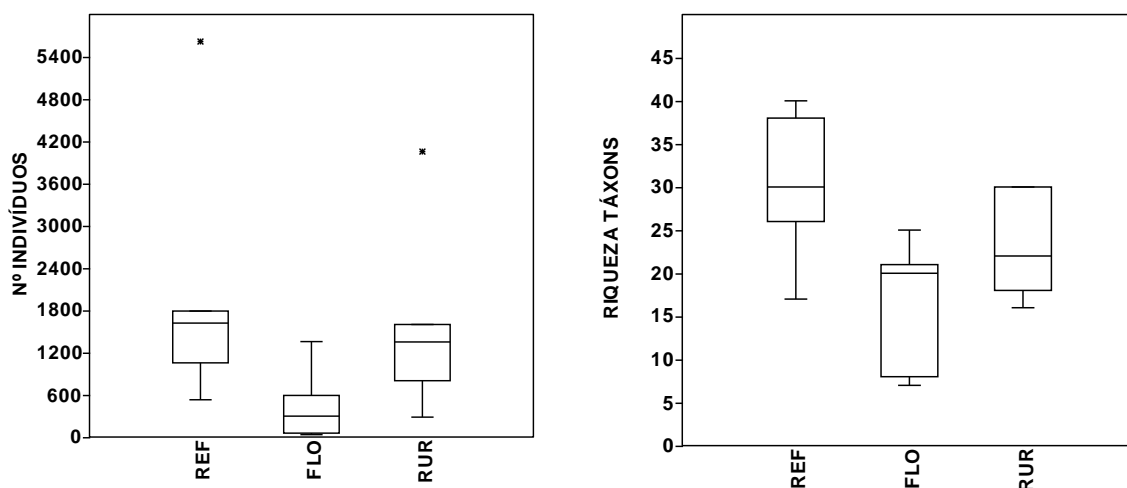


Figura 4. Valores mínimos, máximos e médios calculados para a macrofauna bentônica nos pontos amostrados nas categorias referência (REF), florestado (FLO) e rural (RUR). A- Nº de indivíduos; B- Riqueza de táxons. Caixa= média + desvio padrão, linha= valores mínimos e máximos, *= outliers.

Os resultados do cálculo da riqueza de táxons pertencentes ao grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) apresentaram diferença estatística significativa (ANOVA $p=0,037$) entre os pontos de referência e florestados (Fig.5).

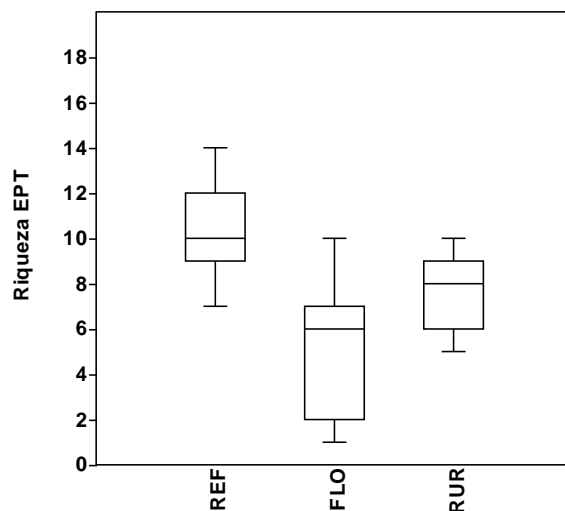


Figura 5. Valores mínimos, máximos e médios calculados para a riqueza de táxons do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) nos pontos amostrados (REF=referência; FLO= florestado; RUR= rural). Caixa= média + desvio padrão, linha= valores mínimos e máximos.

A análise de similaridade indicou que a fauna bentônica dos pontos em trechos rurais foi mais semelhante com os pontos de referência (REF) do que os pontos em trechos florestados FLO3 e FLO4 (Fig.6).

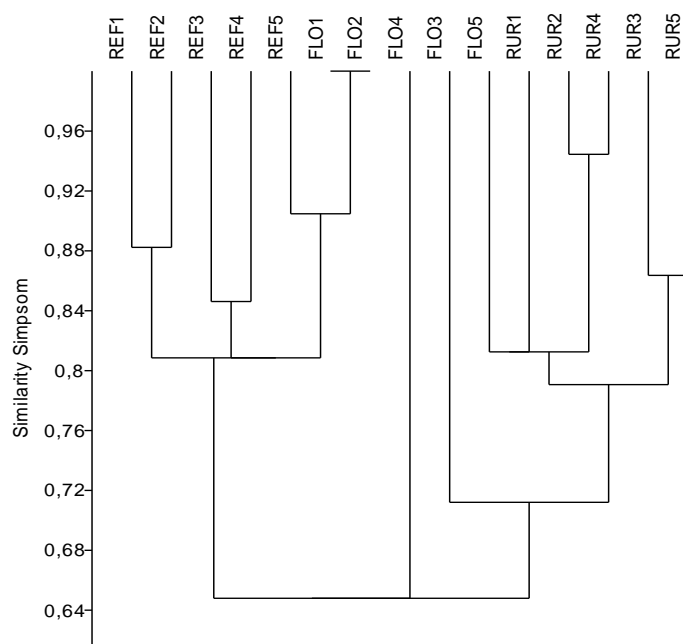


Figura 6. Dendrograma dos 15 pontos amostrais a partir da análise de similaridade de Simpson (REF=referência; FLO= florestado; RUR= rural).

Ao avaliar os pares de dados das cinco microbacias que são parcialmente florestadas (FLO x RUR) para testar a hipótese de que os trechos florestados a jusante de trechos agrícolas podem contribuir na recuperação da de invertebrados bentônicos, verifica-se que a abundância de organismos foi maior no trecho florestado do que no trecho rural apenas no rio Silva Jardim (FLO5=1355, RUR5=1350). Nos demais (rios Apepu, Índio, Represa Grande e Capaço), os maiores valores de abundância foram encontrados nos trechos rurais (Fig. 7A).

A riqueza de táxons foi maior no trecho florestado apenas para o rio Apepu (FLO1=21, RUR1=16) (Fig. 7B). O percentual de organismos do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) foi maior em trechos florestados nos rios Represa Grande (FLO3= 24,91%; RUR3= 24,37%) e Silva Jardim (FLO5= 7; RUR5= 6) (Fig. 7C). Já a riqueza de táxons de EPT foi maior nos trechos florestados do que nos trechos rurais desses rios (FLO3= 10; RUR3= 9) (Fig. 7D). Não houve diferença estatística para nenhuma das métricas biológicas analisadas (ANOVA $p>0,05$).

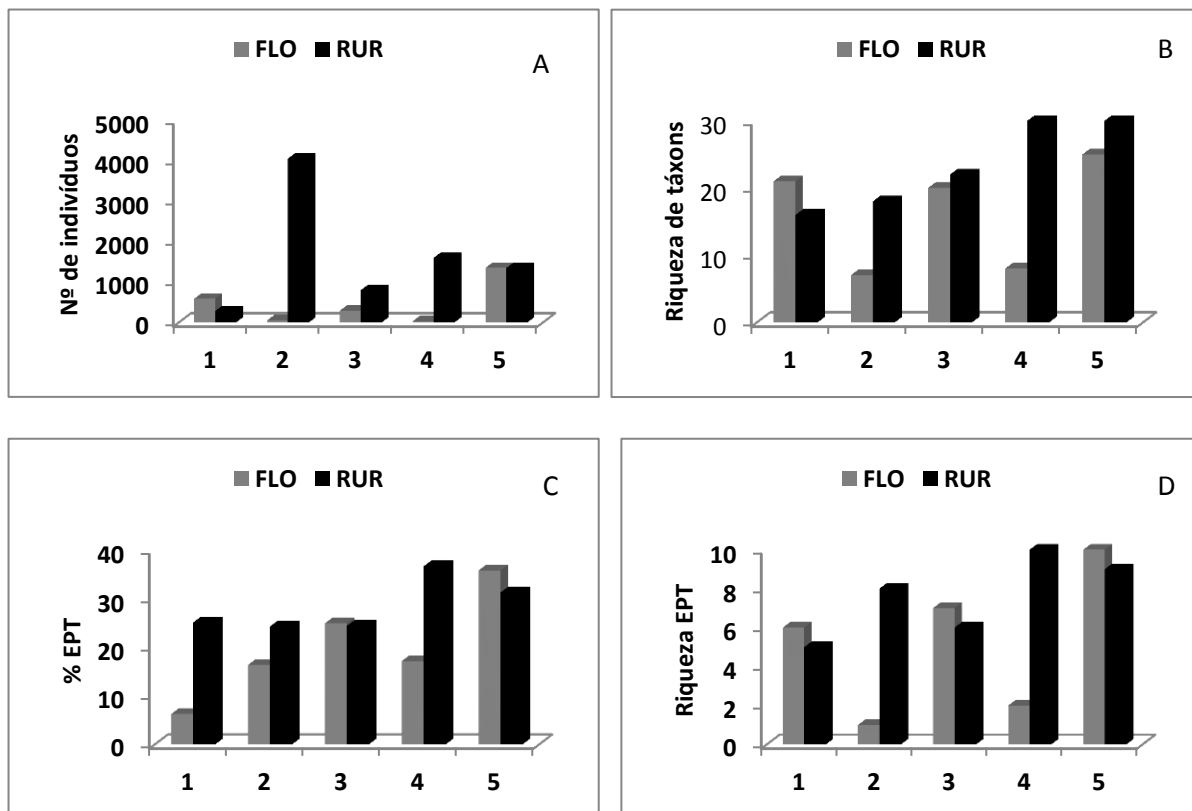


Figura 7. Valores das métricas biológicas calculadas para os dez pontos amostrais (FLO= florestado; RUR= rural). A- Número de indivíduos; B- Riqueza de táxons; C- Porcentagem de organismos do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera); D- Riqueza de táxons do grupo EPT.

Em relação às características hidrológicas dos pontos amostrados nas três categorias avaliadas (REF, FLO, RUR), constatou-se que a largura média do canal nos trechos florestados foi maior do que nos trechos rurais (Fig. 8A).

Foi encontrada diferença estatística significativa entre a profundidade média dos trechos florestados e rurais ($p=0,031$), sendo que as maiores profundidades foram registradas nos trechos florestados (Fig. 8B).

Com relação aos parâmetros físicos e químicos da água, apenas a temperatura da água apresentou diferença estatística significativa entre os pontos de referência e rurais ($p= 0,028$). Os maiores valores para a temperatura da água foram registrados em pontos rurais (Fig. 8C).

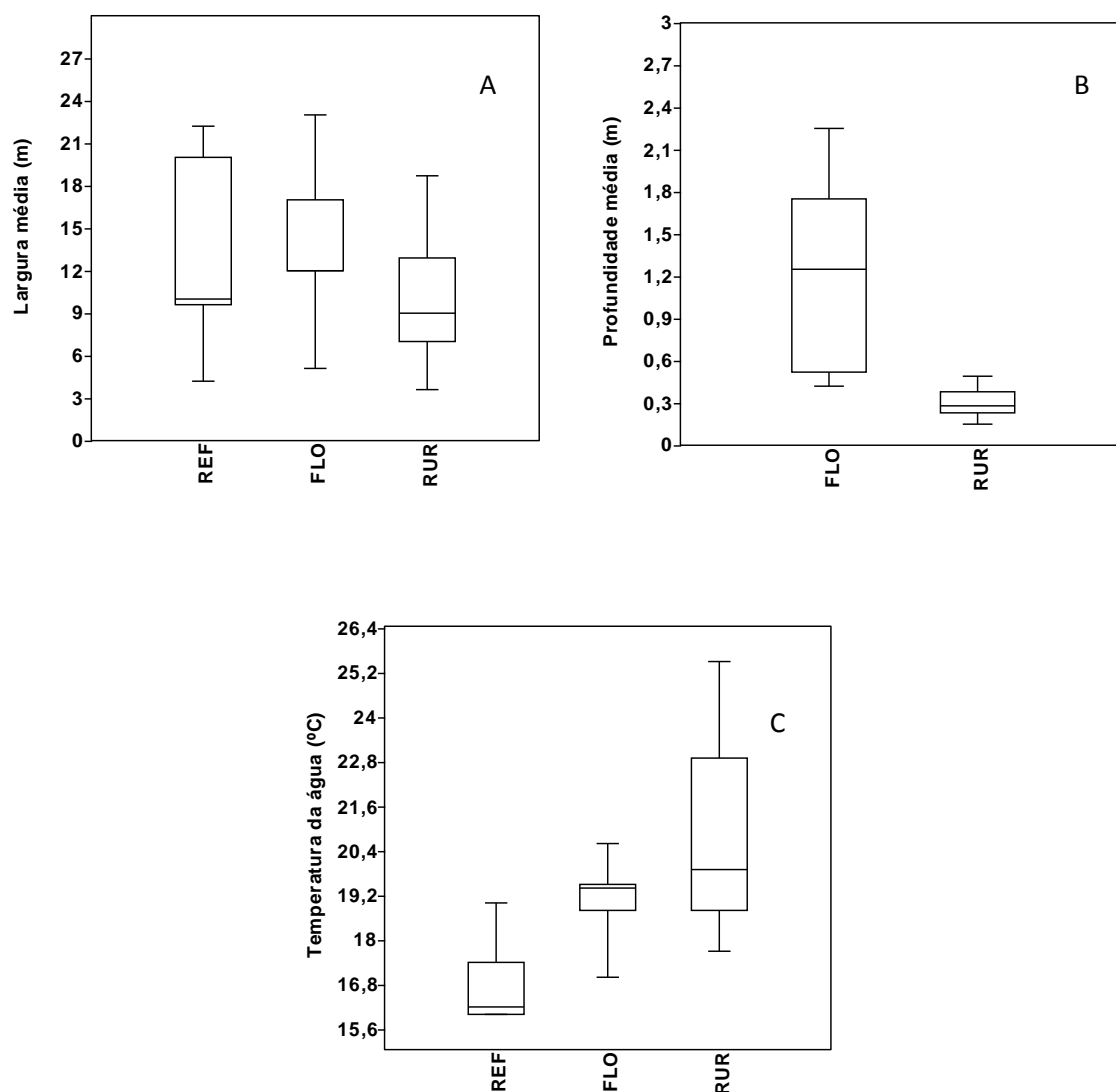


Figura 8. Valores mínimos, máximos e médios calculados para dados profundidade média (A), largura média (B) e temperatura da água (C) nos pontos amostrados (REF=referência; FLO=florestado; RUR=rural). Caixa= média + desvio padrão, linha= valores mínimos e máximos.

A avaliação ambiental visual classificou todos os pontos referência como “ótima”. Os florestados (exceto FLO5) e os rurais RUR2, RUR3 e RUR5 foram classificados como “boa” e como “regular” os pontos RUR1 e RUR4. Os resultados dos parâmetros físicos e químicos assim como, as características hidrológicas do canal e avaliação ambiental visual de cada um dos pontos amostrais, são apresentados na Tabela 2 e os organismos coletados na Tabela 3.

Tabela 2. Características hidrológicas, resultado de avaliação ambiental e parâmetros físicos e químicos da água nos pontos amostrados.

Ponto	Rio	L.M (m)	P.M (m)	V.M	A.A	Classe	T. Água (°)	pH	O. D. (mg/L)	O.S (%)
REF1	Azul	4,20	0,23	0,28	19,10	Ótima	19,00	9,23	9,36	101,90
REF2	Azul	9,60	NR	NR	19,80	Ótima	16,00	9,39	9,35	109,30
REF3	Castro Alves	10,00	0,31	0,28	20,00	Ótima	16,20	7,10	8,46	85,60
REF4	Floriano	20,00	0,40	0,34	18,80	Ótima	16,00	7,00	7,55	77,00
REF5	Floriano	22,20	0,58	NR	17,60	Ótima	17,40	8,30	8,40	87,00
FLO1	Apepu	5,10	0,42	0,54	13,60	Boa	17,00	8,80	9,86	116,60
FLO2	Índio	12,00	1,75	NR	14,60	Boa	19,50	8,47	5,90	87,30
FLO3	Represa	17,00	1,25	NR	13,30	Boa	20,60	8,70	8,50	83,20
FLO4	Capaço	12,00	2,25	NR	12,50	Boa	19,40	8,60	8,30	74,00
FLO5	Silva Jardim	23,00	0,52	0,61	19,80	Ótima	18,80	8,50	8,43	88,00
RUR1	Apepu	3,60	0,28	0,61	9,50	Regular	17,70	8,87	9,38	102,00
RUR2	Índio	9,00	0,23	0,77	12,90	Boa	22,90	7,88	6,57	85,00
RUR3	Represa	12,90	0,49	0,86	11,70	Boa	18,80	8,78	11,20	135,00
RUR4	Capaço	7,00	0,15	0,64	14,20	Regular	25,50	7,90	6,00	80,00
RUR5	Silva Jardim	18,70	0,38	0,80	12,60	Boa	19,90	6,26	8,33	106,00

Legenda: L.M- largura média; P.M- profundidade média; V.M- velocidade média do fluxo; A.A- pontuação avaliação ambiental; Classe- classificação avaliação ambiental; pH- potencial hidrogeniônico; T. água- temperatura da água; O.D- oxigênio dissolvido; O.S- oxigênio saturado; NR- não registrado.

Tabela 3. Organismos coletados em cada um dos pontos amostrais (REF= Referência; FLO= Florestados; RUR= Rural).

CLASSE/ORDEM/Família	REF1	REF2	REF3	REF4	REF5	FLO1	FLO2	FLO3	FLO4	FLO5	RUR1	RUR2	RUR3	RUR4	RUR5
OLIGOCHAETA															
Tubificidae	8	2	3	3	5	31	0	0	2	6	0	0	0	0	0
HIRUDINIDA															
Glossifonidae	3	11	0	0	0	10	4	0	0	0	0	0	0	0	0
GASTROPODA															
Ampularidae	124	11	132	8	1374	30	15	2	0	138	78	54	35	74	193
Ancilidae	9	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	6	0
BIVALVIA	2	0	0	6	37	27	2	0	2	141	0	0	15	26	4
ARACHNIDA/ACARI															
Hydrachnidae	0	3	0	2	19	17	0	0	0	0	0	0	0	3	2
CRUSTACEA/DECAPODA															
Aegidae	3	0	2	6	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Palaemonidae	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichodactylidae	0	0	0	2	0	0	0	4	0	0	4	0	2	0	0
INSECTA															
EPHEMEROPTERA															
Baetidae	89	6	24	29	218	2	0	14	4	115	2	224	9	119	39
Caenidae	14	6	0	5	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coryphoridae	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptohyphidae	54	23	19	32	50	7	0	2	2	274	0	125	61	177	62
Leptophlebiidae	49	24	20	102	374	11	0	15	0	14	17	58	42	75	53
ODONATA															
Calopterygidae	3	0	4	4	7	2	0	5	0	2	2	2	0	2	2
Coenagrionidae	0	0	7	2	8	3	0	0	0	7	5	0	0	2	5

Continua....

Tabela 3. Organismos coletados em cada um dos pontos amostrais (REF= Referência; FLO= Florestados; RUR= Rural).

CLASSE/ORDEM/Família	REF1	REF2	REF3	REF4	REF5	FLO1	FLO2	FLO3	FLO4	FLO5	RUR1	RUR2	RUR3	RUR4	RUR5
Gomphidae	10	4	0	9	4	11	0	0	0	6	0	0	27	8	17
Libellulidae	0	3	0	2	9	5	0	0	0	0	5	16	4	2	5
Megapodagrionidae	0	0	2	11	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Protoneuridae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PLECOPTERA															
Gripopterygidae	89	0	11	81	242	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Perlidae	28	0	15	92	76	9	0	7	0	2	10	26	29	74	75
HEMÍPTERA															
Naucoridae	2	0	5	2	10	0	0	0	0	0	6	0	9	2	2
Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
Pleidae	0	0	0	0	11	4	0	0	0	0	0	0	4	9	0
Veliidae	5	0	5	0	2	0	0	2	2	0	0	0	0	10	2
MEGALOPTERA															
Corydalidae	0	0	0	2	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	3
COLEOPTERA															
Elmidae	280	120	42	620	647	106	13	73	0	142	40	1298	273	422	270
Dytiscidae	3	0	0	2	0	0	0	0	0	3	5	0	0	6	8
Gyrinidae	3	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	6	0
Hydrophilidae	0	0	3	0	2	0	0	0	0	7	0	0	4	0	24
Lutrochidae	0	0	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psephenidae	3	0	4	4	13	0	0	2	0	0	0	0	3	0	6
Staphilinidae	8	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	3	8	2	93
BLATODEA															
Blatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	4

Continua....

Tabela 3. Organismos coletados em cada um dos pontos amostrais (REF= Referência; FLO= Florestados; RUR= Rural).

CLASSE/ORDEM/Família	REF1	REF2	REF3	REF4	REF5	FLO1	FLO2	FLO3	FLO4	FLO5	RUR1	RUR2	RUR3	RUR4	RUR5
DIPTERA															
Ceratopogonidae	15	9	31	7	12	4	0	4	0	6	0	10	0	3	0
Chironomidae	787	257	647	368	1250	294	6	51	14	370	54	339	56	277	125
Empididae	37	0	19	17	24	0	0	11	0	5	2	15	0	58	2
Psychodidae	2	2	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	4
Simuliidae	71	0	5	16	110	8	6	63	0	22	11	1327	157	86	154
Stratiomyidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	0	5	3	3	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
TRICHOPTERA															
Calamoceratidae	0	0	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Glossosomatidae	2	4	2	4	75	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0
Hydrobiosidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Hydropsychidae	9	7	6	97	616	0	0	30	0	15	4	498	34	60	164
Hydroptilidae	0	0	6	0	228	0	0	0	0	12	0	34	0	6	4
Leptoceridae	63	38	31	47	41	5	9	2	0	22	38	17	20	8	9
Philopotamidae	14	0	0	8	46	0	0	4	0	0	0	0	0	61	14
Polycentropodidae	0	0	0	4	5	3	0	0	0	17	0	0	0	3	2
LEPIDOPTERA															
Pyalidae	0	0	0	3	54	0	0	0	0	11	0	6	0	9	3
Nº total de indivíduos	1789	530	1054	1618	5617	591	55	297	35	1355	283	4054	800	1599	1350

Hipótese 2

Ao amostrar pontos de tributários com diferentes distâncias da confluência com o Rio Iguaçu com o objetivo de avaliar se um rio de grande porte pode influenciar na fauna de invertebrados bentônicos de tributários, verifica-se que, o ponto amostrado mais distante da confluência com o Rio Iguaçu (T5P8 – 4,8km) apresentou maior número de indivíduos (Fig. 9), maior riqueza de táxons e maior riqueza de táxons do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) (Fig. 10).

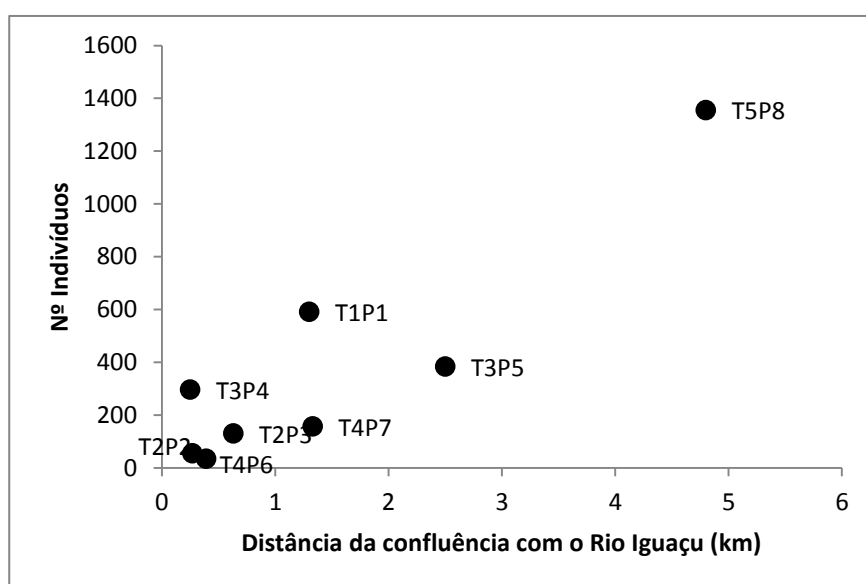


Figura 9. Número de indivíduos registrado nos oito pontos amostrais em diferentes distâncias da confluência com o Rio Iguaçu (T= tributário; P= ponto amostral).

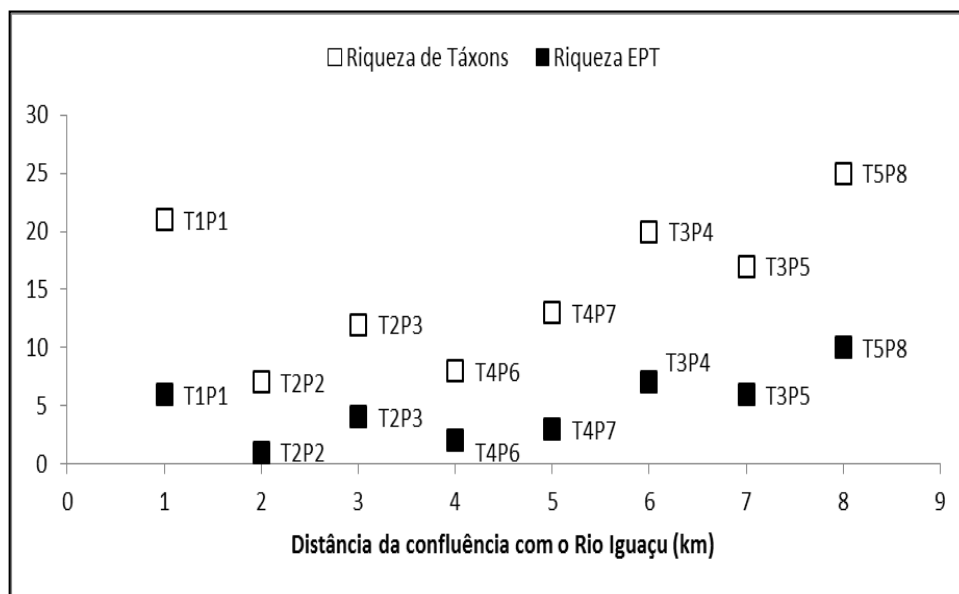


Figura 10. Riqueza de táxons e riqueza de táxons do grupo EP (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) nos oito pontos amostrais em diferentes distâncias da confluência com o Rio Iguaçu (T= tributário; P= ponto amostral).

Todos os grupos de alimentação funcional (GAF) foram registrados nos pontos amostrados. Ao comparar pares de dados de um mesmo tributário, verifica-se que nos pontos mais distantes da confluência com o Rio Iguaçu houve aumento dos coletores nos tributários 2 (T2) e 4 (T4) e diminuição dos fragmentadores e predadores (Fig. 11).

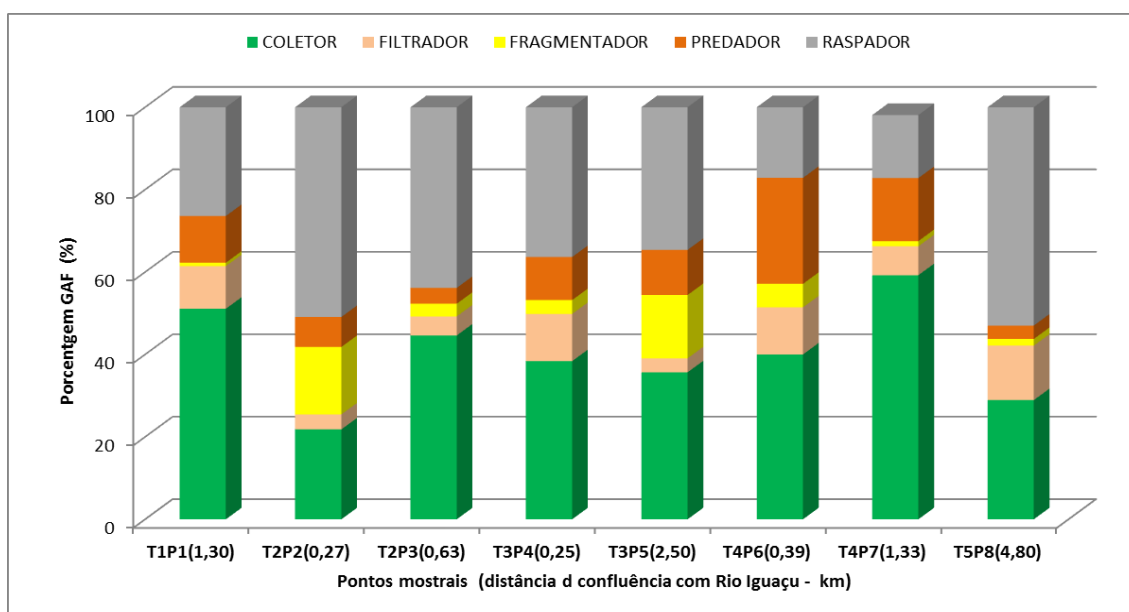


Figura 11. Porcentagem dos grupos de alimentação funcional calculada para os oito pontos amostrais em diferentes distâncias da confluência com o Rio Iguaçu.

As características hidrológicas dos pontos amostrados diferiram com a distância da confluência com o Rio Iguaçu (Tab.4). A largura média do canal foi maior nos pontos mais próximos da confluência, exceto para T5P8, ponto mais distante da confluência com o Rio Iguaçu (4,8 km), no qual a largura média foi de 23 metros.

Tabela 4. Tributários (T), pontos amostrais (P), distância (km) em relação a confluência com o Rio Iguaçu, largura média do canal e profundidade média (m) de cada ponto.

Tributário	Ponto amostral	Distância em relação à confluência com o Rio Iguaçu (km)	Largura média do canal (m)	Profundidade média (m)
Apepu	T1P1	1,30	5,10	0,42
Índio	T2P2	0,27	12,00	1,75
	T2P3	0,63	9,30	1,50
Represa Grande	T3P4	0,25	17,00	1,25
	T3P5	2,50	15,00	1,50
Capaço	T4P6	0,39	12,00	2,25
	T4P7	1,13	9,00	1,70
Silva Jardim	T5P8	4,80	23,00	0,52

A profundidade foi maior nos pontos mais próximos da confluência com o Rio Iguaçu e foi relacionada significativamente pela análise de regressão simples com a abundância de organismos ($p < 0,05$), com a riqueza de táxons ($p < 0,01$) e com a riqueza de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) ($p < 0,05$) (Fig. 12A-12C). A relação dos organismos coletados encontra-se na tabela 5.

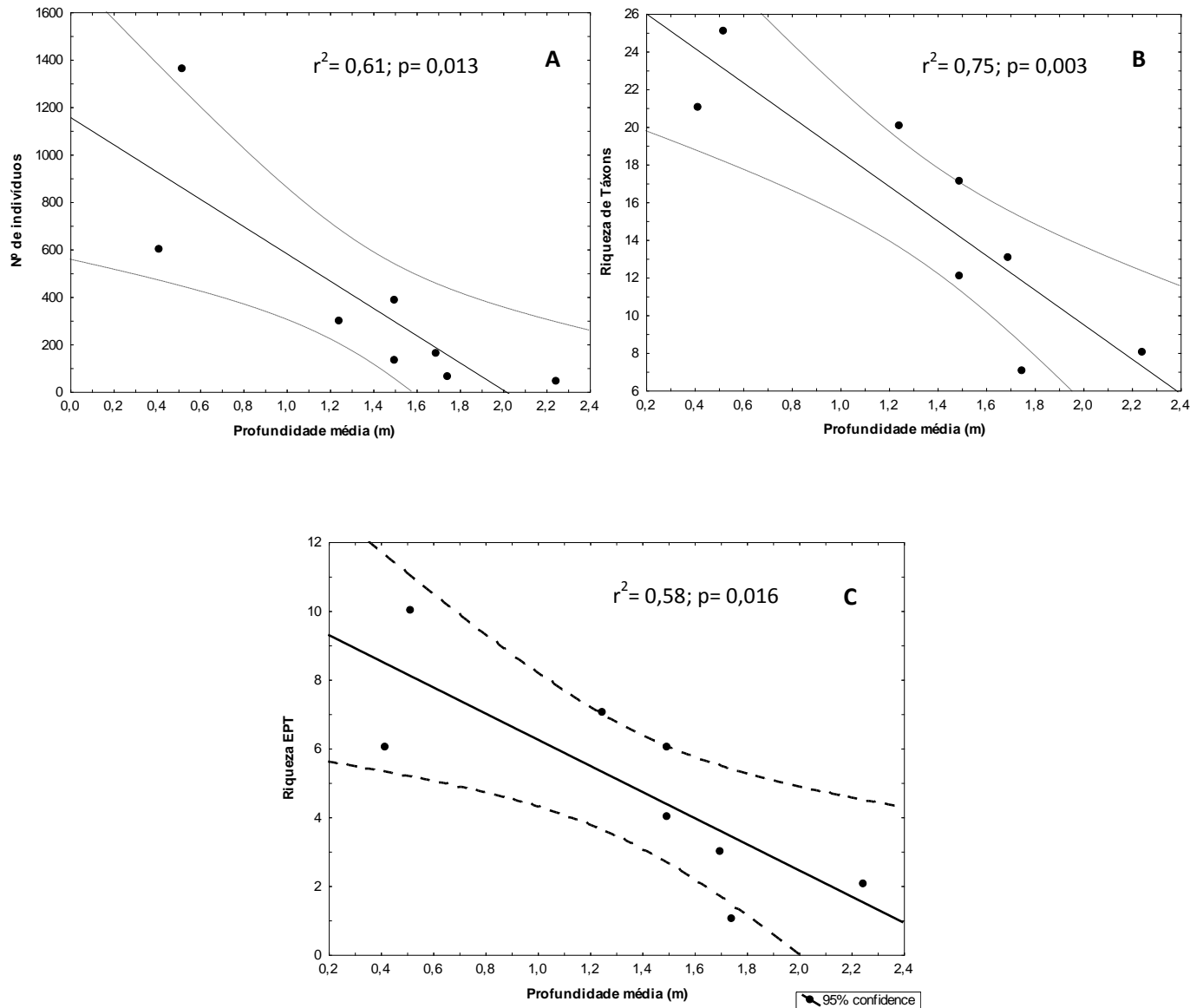


Figura 12. Análise de regressão linear simples entre a profundidade e do canal métricas biológicas calculadas os pontos amostrais. A- Número de indivíduos, B- Riqueza de táxons e C- Riqueza de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera).

Tabela 5. Organismos coletados nos tributários do Rio Iguaçu estudados em pontos amostrais com diferentes distância da confluência (T= Tributário; P= Ponto amostral; GAF= Grupo de alimentação funcional).

CLASSE/ORDEM/ Família	T1P1 (1,30km)	T2P2 (0,27km)	T2P3 (0,63km)	T3P4 (0,25km)	T3P5 (2,50km)	T4P6 (0,39km)	T4P7 (1,33km)	T5P8 (4,80km)	GAF
PLECOPTERA									
Gripopterygidae	0	0	0	0	0	0	2	2	PREDADOR
Perlidae	9	0	0	7	5	0	0	2	PREDADOR
HEMÍPTERA									
Gerridae	0	0	0	0	0	0	4	0	PREDADOR
Naucoridae	0	0	0	0	2	0	0	0	PREDADOR
Notonectidae	0	0	0	0	0	7	0	0	PREDADOR
Pleidae	4	0	0	0	0	0	0	0	PREDADOR
Veliidae	0	0	0	2	0	2	13	0	PREDADOR
MEGALOPTERA									
Corydalidae	0	0	0	2	0	0	0	0	PREDADOR
COLEOPTERA									
Elmidae	106	13	3	73	24	0	0	142	RASPADOR
Dryopidae	0	0	4	0	2	0	2	0	RASPADOR
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	3	3	PREDADOR
Gyrinidae	2	0	0	0	0	0	0	0	PREDADOR
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	7	PREDADOR
Psephenidae	0	0	0	2	0	0	0	0	RASPADOR
Staphilinidae	0	0	0	0	0	0	0	4	PREDADOR
DIPTERA									
Ceratopogonidae	4	0	2	4	18	0	2	6	PREDADOR
Chironomidae	294	6	43	51	137	14	93	370	COLETOR
Empididae	0	0	0	11	0	0	0	5	PREDADOR
Simuliidae	8	6	15	63	0	0	0	22	COLETOR

Continua...

Tabela 5. Organismos coletados nos tributários do Rio Iguaçu estudados em pontos amostrais com diferentes distância da confluência(T= Tributário; P= Ponto amostral; GAF= Grupo de alimentação funcional).

CLASSE/ORDEN/ Família	T1P1 (1,30km)	T2P2 (0,27km)	T2P3 (0,63km)	T3P4 (0,25km)	T3P5 (2,50km)	T4P6 (0,39km)	T4P7 (1,33km)	T5P8 (4,80km)	GAF
Tipulidae	0	0	0	2	0	2	0	0	FRAGMENTADOR
TRICHOPTERA									
Glossosomatidae	0	0	0	0	0	0	0	12	RASPADOR
Hydropsychidae	0	0	0	30	4	0	0	15	FILTRADOR
Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	12	RASPADOR
Leptoceridae	5	9	4	2	59	0	2	22	FRAGMENTADOR
Philopotamidae	0	0	0	4	0	0	0	0	FILTRADOR
Polycentropodidae	3	0	0	0	0	0	0	17	FILTRADOR
LEPIDOPTERA									
Pyralidae	0	0	0	0	0	0	0	11	RASPADOR
Nº total de indivíduos	591	55	130	297	384	35	154	1355	

Hipótese 3

Ao avaliar a influência da floresta do Parque Nacional do Iguaçu (PNI) na colonização de invertebrados em trechos rurais a montante da borda do parque, nos rios Índio, Represa Grande e Capaço, foram observadas mudanças na composição da comunidade bentônica com a distância dos pontos amostrais em relação à borda do PNI.

Foram coletados 9.848 organismos distribuídos nas classes Hirudinea, Oligochaeta, Gastropoda, Bivalvia, Arachnida e Insecta. A família Tubificidae (Oligochaeta) só foi encontrada nos pontos mais distantes da floresta do Parque Nacional do Iguaçu. Entretanto, a família Chironomidae (Diptera), esteve presente em todos os pontos amostrais e em maior porcentagem nos pontos mais distantes da floresta do parque, com maior porcentagem para o ponto 2 do Rio Represa Grande, que é o mais distante (7 Km) da floresta do parque (Fig.13A). Neste ponto houve também um aumento na porcentagem de organismos da família Baetidae (Ephemeroptera) (Fig.13B) e Hydropsychidae (Trichoptera) (Fig.14A). Perlidae apresentou maior porcentagem próximo da borda do parque nos rios Represa Grande e Capaço (Fig. 14B).

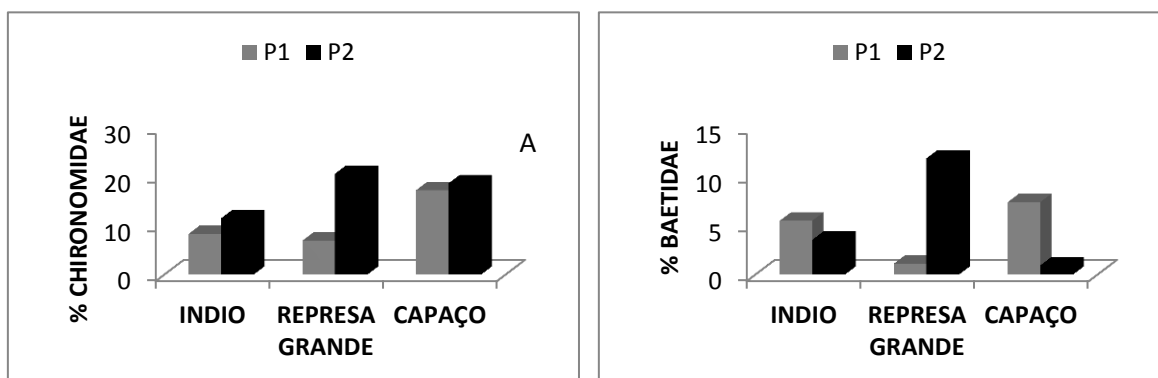


Figura 13. Porcentagem das famílias Chironomidae (A) e Baetidae (B), nos rios, Índio, Represa Grande e Capaço em pontos próximos do PNI (P1) e distantes (P2) da borda do PNI.

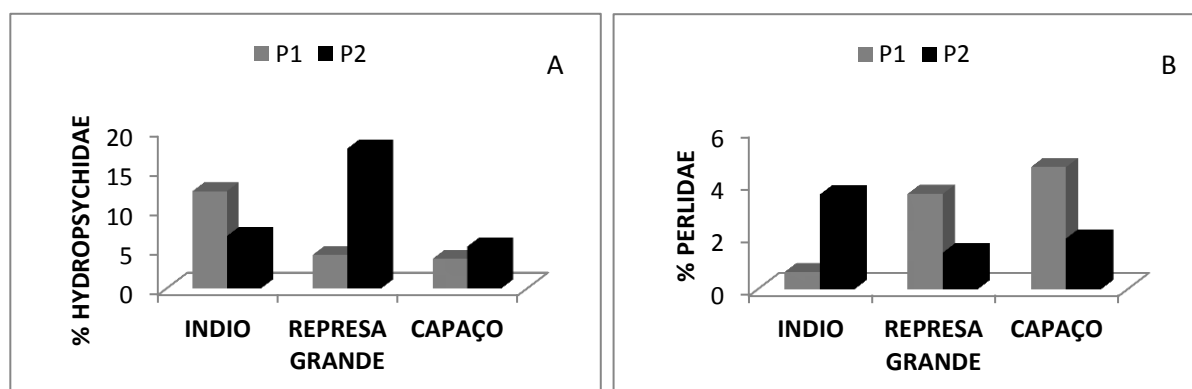


Figura 14. Porcentagem das famílias Hydropsychidae (A) e Perlidae (B), Hydropsychidae nos rios, Índio, Represa Grande e Capaço em pontos próximos do PNI (P1) e distantes (P2) da borda do PNI.

A relação dos organismos amostrados nos rios Índio, Represa Grande e Capaço em pontos localizados próximos e distantes da borda do Parque Nacional do Iguaçu constam na tabela 5.

Tabela 6. Organismos coletados nos pontos próximos e distantes da borda do Parque Nacional do Iguaçu.

CLASSE/ORDEM/Família	Índio P1 (0,78km)	Índio P2 (4,00km)	Represa P1 (2,00km)	Represa P2 (7,00km)	Capaço P1 (0,25km)	Capaço P2 (2,00Km)
OLIGOCHAETA						
Tubificidae	0	4	1	9	0	4
GASTROPODA						
Ampularidae	54	256	35	79	74	62
Hydrobiidae	0	0	4	0	6	1
Hydrachnidae	0	1	0	0	3	2
BIVALVIA	1	3	15	0	26	10
CRUSTACEA/DECAPODA						
Trichodactylidae	0	1	2	0	1	1
INSECTA						
EPHEMEROPTERA						
Baetidae	224	26	9	241	119	6
Leptophlebiidae	58	20	42	94	75	39
Leptohyphidae	125	22	61	253	177	20
Caenidae	0	3	0	4	0	2
ODONATA						
Calopterygidae	2	0	0	6	2	1
Coenagrionidae	1	1	0	2	2	0
Gomphidae	0	4	27	1	8	6
Libellulidae	16	1	4	0	2	7
Megapodagrionidae	0	0	0	0	0	1
PLECOPTERA						
Perlidae	26	26	29	28	74	12
Gripopterygidae	1	0	0	0	0	0
HEMÍPTERA						
Naucoridae	0	0	9	0	2	6
Pleidae	0	4	4	2	9	1
Veliidae	0	2	1	0	10	0
MEGALOPTERA						
Corydalidae	0	1	0	1	0	0
COLEOPTERA						
Elmidae	1298	89	273	262	422	117
Hydrophilidae	0	6	4	12	1	0
Psephenidae	0	1	3	1	0	0
Dytiscidae	0	0	1	0	6	0
Gyrinidae	0	2	0	0	6	0
Staphilinidae	3	0	8	8	2	0
Dryopidae	0	4	0	0	0	2
BLATODEA						
Blatidae	0	0	2	0	0	0

Continua....

Tabela 6. Organismos coletados nos pontos próximos e distantes da borda do Parque Nacional do Iguaçu.

CLASSE/ORDEM/Família	Índio P1 (0,78km)	Índio P2 (4,00km)	Represa P1(2,00km)	Represa P2 (7,00km)	Capaço P1(0,25km)	Capaço P2 (2,00Km)
DIPTERA						
Chironomidae	339	84	56	418	277	117
Simuliidae	1327	57	157	131	86	143
Tipulidae	0	0	1	0	0	0
Ceratopogonidae	10	0	0	7	3	0
Empididae	15	3	1	3	58	1
Psychodidae	1	0	2	0	0	2
Tabanidae	0	0	0	0	1	0
TRICHOPTERA						
Calamoceratidae	0	0	0	0	3	0
Hydroptilidae	34	16	0	5	6	3
Hydropsychidae	498	48	34	357	60	33
Leptoceridae	17	15	20	5	8	15
Philopotamidae	1	27	0	77	61	9
Glossosomatidae	0	0	0	10	1	1
Polycentropodidae	1	1	0	0	3	2
Hydrobiosidae	2	0	0	2	0	0
LEPIDOPTERA						
Pyralidae	6	0	0	8	9	0
Nº total de indivíduos	4060	728	805	2026	1603	626

DISCUSSÃO

A estrutura e composição da comunidade bentônica apresentaram características distintas entre pontos amostrais localizados em áreas florestadas e rurais. Algumas famílias foram associadas com trechos florestados pela análise INDVAL (Elmidae, Psephenidae, Calamoceratidae, Leptoceridae, Gripopterygidae, Perlidae e Simuliidae, Tipulidae). Tal associação se deve a presença de vegetação ciliar nos trechos amostrados que fornecem grande quantidade de folhicho, que serve de alimento e abrigo para estes organismos (Cummins *et al.*, 2005).

Segundo Brown (1987) organismos da família Elmidae (Coleoptera) dependem de águas com escoamento rápido e bem oxigenadas para seu estabelecimento. Buss *et al.* (2002) registraram esses coleópteros e plecópteros em locais com maior nível de oxigênio dissolvido na água e áreas mais sombreadas, devido a presença de vegetação ciliar. Cabe ressaltar que a família Gripopterygidae (Plecoptera) só ocorreu nos pontos localizados no interior e na borda do Parque Nacional do Iguaçu, sugerindo que esta família pode ser um bom indicador de integridade ambiental nesta região.

A análise INDVAL indicou ainda, as famílias Philopotamidae (Trichoptera) e Chironomidae (Diptera) como associadas aos trechos rurais. Segundo Oliveira & Bispo (2001); Cummins *et al.* (2005), a família Philopotamidae é coletor/filtrador tendo como fonte alimentar matéria orgânica particulada fina. Chironomidae é considerada indicadora de áreas alteradas por apresentar plasticidade na utilização de recursos (Clements, 1994; Strixino & Trivinho-Strixino, 1984). Diversos estudos demonstraram que em microbacias onde a agricultura é predominante, os cursos d'água são impactados negativamente pelo carreamento de sedimento inorgânico, pesticidas e herbicidas, alterando a qualidade da água e características hidrológicas que reduzem a diversidade de organismos sensíveis e favorecem o estabelecimento de organismos tolerantes (Stewart *et al.*, 2000; Sponseller *et al.*, 2001; Hepp & Santos, 2008; Olsen & Watzin, 2009).

O resultado do cálculo da riqueza de táxons, riqueza EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) e porcentagem de EPT sugerem que os pontos selecionados em trechos florestados não foram adequados para testar a hipótese de que trechos florestados a jusante de trechos rurais podem auxiliar na recuperação da fauna bentônica.

Os maiores valores para essas métricas foram registradas nos trechos rurais. Tais resultados podem ser explicados pelo fato de que os trechos florestados são localizados no interior do Parque Nacional do Iguaçu e foram coletados em áreas visivelmente mais homogêneas, com maior profundidade, menor velocidade da correnteza e maior turbidez da água. As características físicas e geomorfológicas desses pontos podem ser um reflexo da proximidade da confluência com o rio Iguaçu e podem influenciar na disponibilidade de microhabitats para a fauna de invertebrados bentônicos.

O Rio Iguaçu tem sua vazão regularizada devido à existência de seis usinas hidrelétricas no seu curso (Usina Foz do Areia, Segredo, Salto Santiago, Salto Osório, Foz do Chopim e Salto Caxias). Segundo Medeiros *et al.* (2007) a regularização da vazão é a maior responsável pela alteração no balanço hídrico dos ecossistemas aquáticos, pois reduz a variabilidade da vazão natural interanual.

Desta forma, a regularização do Rio Iguaçu pode causar estagnação do fluxo nos trechos de confluência dos seus tributários, uma vez que, em épocas de baixa pluviosidade o fluxo maior do Rio Iguaçu, devido à vazão regularizada pode fazer com que os tributários sejam barrados. Segundo dados do Operador Nacional do Sistema Elétrico – ONS (2011) no ano de 2010 o Rio Iguaçu apresentou vazão média de 1622,49 m³/s, 10,64% maior do que teria se sua vazão não fosse regularizada (1450,00 m³/s) (Fig.15).

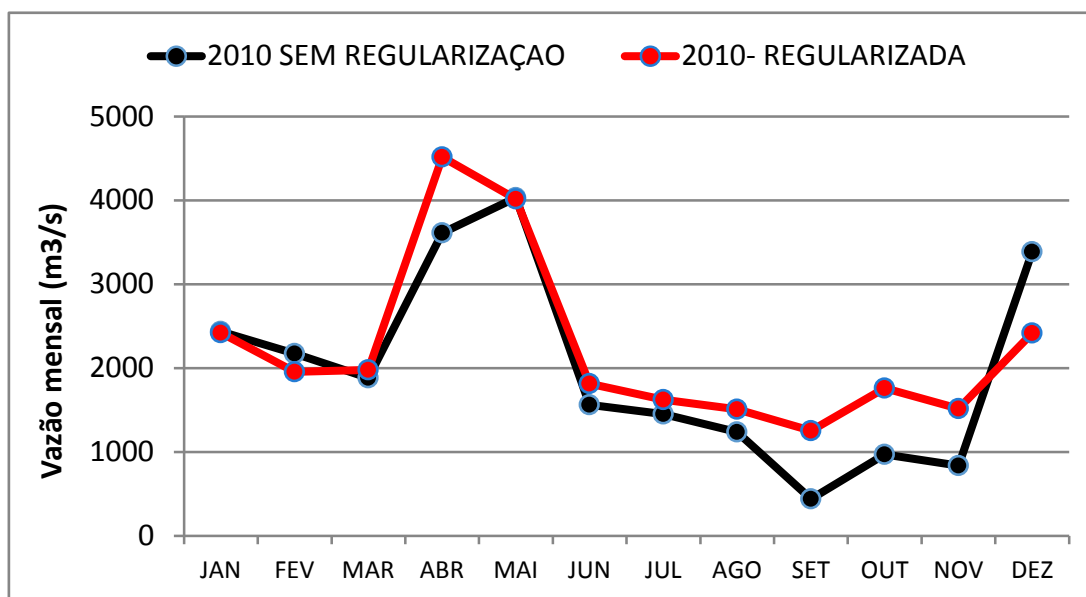


Figura 15. Vazão mensal (m^3/s) sem regularização (estimada pela ONS) e regularizada registrada no ano de 2010. Dados disponíveis em: www.ons.org.br

O aumento na abundância de organismos, riqueza de táxons e riqueza de EPT com a distância da confluência com o Rio Iguaçu e a relação estatística significativa ($p < 0,05$) dessas métricas com a profundidade dos pontos amostrais, sugerem que estes tributários podem ser influenciados pelo rio principal (Rio Iguaçu).

Estudos que visam avaliar a integridade dos ecossistemas aquáticos lóticos, geralmente buscam amostrar trechos a jusante de possíveis impactos (Bunn *et al.*, 1999; Buss *et al.*, 2002; Hepp *et al.*, 2010) uma vez que, estes ecossistemas apresentam direção única do fluxo (da nascente a sua foz).

Desta forma, são raros os trabalhos que avaliem efeitos de rios principais em seus tributários. Beckmann *et al.*, (2005) ao avaliar a influência do aumento de fluxo de um rio principal em tributários na Alemanha, constatou que houve mudança na composição do substrato e na fauna de macroinvertebrados bentônicos e enfatizam a escassez de trabalhos desta natureza. Tais informações aliadas aos nossos resultados indicam a necessidade de estudos que possam contribuir no entendimento dos efeitos causados pela regularização da vazão em um rio de grande porte nos seus tributários.

Os resultados sugerem que alterações na variabilidade natural da vazão em rios de grande porte, podem alterar as condições físicas de tributários e consequentemente a estrutura das comunidades aquáticas. Mas, qual a magnitude desse efeito? Quais os parâmetros hidráulicos e geomorfológicos devem ser levantados para medir este efeito? Como minimizar o impacto se for constatado sua existência?

Respostas para tais perguntas podem auxiliar na proteção da fauna aquática, fornecendo subsídios para tomada decisões, que levem em consideração fatores envolvidos na hidroconectividade e proteção dos recursos hídricos, assim como, em processos de criação de novas unidades de conservação, determinação de zona de amortecimento e instalação de empreendimentos que alterem a variabilidade natural da vazão dos rios.

Outro ponto importante avaliado foi a influência da floresta do Parque Nacional do Iguaçu na colonização de trechos rurais a montante. Os resultados sugerem que trechos a montante da borda do Parque Nacional do Iguaçu podem ser colonizados por insetos adultos (alados) provenientes da floresta do parque.

Segundo Muller (1982), insetos adultos migram voando rio acima para depositar seus ovos na água. Esta ação compensaria a diminuição dos organismos a montante, devido ao fato de que, organismos no estágio imaturo são carregados rio abaixo pelo movimento da correnteza (*drift*). Em estudo para verificar a direção da dispersão de insetos da ordem Plecoptera, após sua emergência, Macneale *et al.* (2004) verificaram que a maioria dos adultos voaram em sentido a montante e foram capturados a distâncias que variaram de 1 a 730m.

Nos pontos avaliados as famílias Perlidae (Plecoptera) e Baetidae (Ephemeroptera) apresentaram maior porcentagem no ponto 1 do rio Capaço, o qual é o mais próximo (250 m) da borda do Parque Nacional do Iguaçu, sugerindo que a floresta do PNI pode contribuir com a colonização de invertebrados em trechos a montante, onde a atividade agrícola predomina na microbacia.

Por outro lado, as maiores porcentagens de organismos das famílias Chironomidae e Hydropsychidae com o aumento da distância da borda do PNI indicam que estes organismos apresentam maior tolerância aos impactos a montante.

REFERÊNCIAS

- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder, & Stribling, J. B. (1999), Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. xiv, 11 chapters, 4 appendices.
- Beckmann, M. C.; Scholl, F.; Matthae, C. D. (2005), Effects of increased flow in the main stem of the River Rhine on the invertebrate communities of its tributaries. *Freshwater Biology* 50, 10–26.
- Benda, L.; Andras, K.; Miller, D.; Bigelow, P. (2004), Confluence effects in rivers: Interactions of basin scale, network geometry, and disturbance regimes. *Water Resources Research*, Vol. 40, W05402
- Black, R. W.; Munn, M. D.; Plotnikoff, R. W. (2004), Using macroinvertebrates to identify biota-land cover optima at multiple scales in the Pacific Northwest, USA. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 23(2):340-362
- Bouchard, R.W. Jr. (2004), Guide to Aquatic Invertebrates of the Upper Midwest. Identification Manual for Students, Citizen Monitors, and Aquatic Resource Professional. University of Minnesota.
- Brown, H. P. (1987), Biology of riffle beetles. *Annual Review of Entomology* 32: 253–273.
- Bunn, S.E., Davies, P.M.; Mosisch, T.D. (1999), Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41(2):333-345.
- Buss, D. F.; Baptista, D. F.; Silveira, M. P.; Nessimian, J. L.; Dorvillé, L. F. M. (2002), Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia* 481:125-136.

- Buss, D. F.; Borges, E. L. (2008), Application of Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for Benthic macroinvertebrates in Brazil: Comparison between Sampling Techniques and Mesh Sizes. *Neotropical Entomology* 37(3):288-295.
- Buss, D.F.; Baptista, D.F.; Nessimian, J.L.; Egler, M. (2004), Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia* 518: 179-188.
- Clarke, R.T.; Lorenz, A.; Sandin, L; Schmidt-Kloiber, A.; Strackbein, J.; Kneebone, N. T.; Haase, P. (2006), Effects of sampling and sub-sampling variation using the STAR-AQEM sampling protocol on the precision of macroinvertebrate metrics. *Hydrobiologia* 566: 441-459.
- Clements, W. H. (1994), Benthic invertebrate community responses to heavy metals in the Upper Arkansas River Basin, Colorado. *Journal of the North American Benthological Society* 13: 30–44.
- Costa, J. M.; Souza, L. O. I; Lourenço, A.N. (2000), Chave para Famílias e Gêneros das larvas de Odonata citadas para o Brasil: Comentários e Registros Bibliográficos (Insecta: Odonata). *Publicações Avulsas do Museu Nacional*. 80: 1–27.
- Cummins, K. W.; Merrit, R. W. E Andrade, P. C. N. (2005), The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40, 69-89.
- Dias, L. G.; Salles, F. F.; Francischetti, C. N.; & Ferreira, P. S. F. (2006), *Biota Neotropica*, v6 (n1).
- Dufrene M, P Legendre. (1997), Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67: 345-366.

- Hepp, L.U.; V. Milesi, S.V; Biasi, C.; Restello, R.M. (2010), Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *ZOOLOGIA* 27 (1): 106–113.
- Hepp, L.U; Santos, S. (2008), Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environ Monit Asses*.
- Lorion, C. M; Kennedy, B.P. (2009), Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology*, 165-180.
- Macneale, K. H.; Peckarsky, B. L.; Likens, G. E. (2004), Contradictory results from different methods for measuring direction of insect flight. *Freshwater Biology* 49, 1260–1268.
- Medeiros, P. R. P; Knoppers, B. A; Santos, R. C.Jr; Souza. W.F.L. (2007), Aporte fluvial e dispersão de matéria particulada em suspensão na zona costeira do rio São Francisco (SE/AL). *Geochimica Brasiliensis*, 21(2)212 – 231.
- Mérigoux S.; Ponton D. (1999) Spatio-temporal distribution of young fish in tributaries of natural and flow-regulated sections of a neotropical river in French Guiana. *Freshwater Biology*, 42, 177–198.
- Mugnai, R.; Nessimian, J.L.; Baptista, D.F. (2009), Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: Para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 176 p.
- Muller, K. (1982), The colonization cycle of freshwater insects. *Oecologia* (Berlin) 52: 202-207.
- Nally, R. M.; Wallis, E.; Sam, P. (2011), Lake Geometry of biodiversity patterning: assemblages of benthic macroinvertebrates at tributary confluences. *Aquat. Ecol.* 45:43–54.

- Oliveira, L. G.; Bispo, P.C. (2001), Ecologia de comunidades das larvas de Trichoptera Kirby (Insecta) em dois córregos de primeira ordem da Serra dos Pirineus, Pirenópolis, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 18 (4): 1245 – 1252.
- Oliveira, R.B.S. (2009), Desenvolvimento de um índice multimétrico rápido baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos para avaliação da integridade ecológica de riachos do complexo Guapiaçu-Macacu, RJ. Dissertação de Mestrado, PPGE/UFRJ, Rio de Janeiro.
- Olsen, D.A., Watzin, M.C. (2009), Do agricultural pollutants affect competition between filter-feeding caddis fly larvae? Results of laboratory microcosm experiments. *Freshwater Biology*, 54, 406–416.
- Operador Nacional do Sistema Elétrico – ONS. (2011). Inventário das restrições operativas hidráulicas dos aproveitamentos hidrelétricos. Rev.1. 149p.
- Osborne L.L.; Wiley M.J. (1992) The influence of tributary spatial position on the structure of warm water fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, 671–681.
- Passos, M.I.S.; Nessimian, J. L.; Ferreira, N. Jr. (2007). Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil *Revista Brasileira de Entomologia* 51(1): 42-53.
- Pérez, G. R. (1996), Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia, Argentina. 217 p.
- Principe, R. E. (2008), Taxonomic and Size Structures of Aquatic Macroinvertebrate Assemblages in Different Habitats of Tropical Streams, Costa Rica. *Zoological Studies* 47(5): 525-534.
- Rice, S.P.; Greenwood, M.T.; Joyce, C.B. (2001), Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 824–840.

- Richards, C., Haro, R.J., Johnson, B.L.; Host, G.E. (1997), Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology* 37(1):219-230.
- Rios, S.L.; Bailey, R.C. (2006), Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*. 553:153–160.
- Roger, E. M. G.; Montoya, M. del Mar S.; Gomez, Suarez, R. M. L.; Abarca, M. R. V.; Latron, J.; Rieradevall, M. Prat, N. (2011), Do seasonal changes in habitat features influence aquatic macroinvertebrate assemblages in perennial versus temporary Mediterranean streams? *Aquatic Sciences*.
- Rosenberg, D. M. E.; Resh, V. H. (1993), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.
- Roy, A. H; Rosemond, A. D.; Paul, M. J.; Leigh, D. S. ; Wallace, J. B. (2003), Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology* 48, 329–346.
- Souza, H. M. L.; Cabette, H. S. R.; Juen, L. (2011), Baetidae (Insecta, Ephemeroptera) em córregos do cerrado matogrossense sob diferentes níveis de preservação ambiental. *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, 101(3): 181-190.
- Sponseller, R.A.; Benfield, E. F.; Valett, H. M. (2001), Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* .46, 1409-1424.
- Stewart, P.M., Butcher, J.T., Swinford, T.O. (2000), Land use, habitat and water quality effects on macroinvertebrate communities in three watersheds of a Lake Michigan associated marsh system. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. 3: 179-189.
- Strixino, G.; Trivinho-Strixino, S.(1984), Macroinvertebrados associados a tapetes flutuantes de *Eichhorniacrassipes* (Mart.) Solms, de um reservatório. *Na. Sem. Reg. Ecol.* v.IV, p.375-97, São Carlos.

- Tomanova, S.; Goitia, E.; Heles, J. (2006), Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556:251-264.
- Ward J.V.; Wiens J.A. (2001), Ecotones of riverine ecosystems: role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 1, 25–36.
- Ward, J.V. (1998), Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* Vol. 83, No. 3, pp. 269-278.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados nos dois capítulos deste trabalho demonstram que a fauna bentônica dos rios estudados na região Oeste do Paraná apresentaram estrutura, composição e função distintas, influenciadas pelo tipo de uso e manejo do solo. Demonstraram ainda, a importância do percentual florestado nas microbacias de estudo para manutenção da qualidade da água que foi refletida pela diversidade bentônica.

Neste sentido, os organismos bentônicos foram bons descritores da qualidade ambiental dos pontos amostrados. A associação de algumas famílias a áreas florestadas e outras a áreas rurais contribuem com a escolha de organismos que podem ser considerados bons indicadores de qualidade ambiental das microbacias da região, sendo, portanto, úteis em programas de biomonitoramento dos recursos hídricos e pesquisas que visem avaliar as condições ecológicas dos ambientes aquáticos.

Os resultados indicam que rios de grande porte podem influenciar nas características hidrológicas em trechos de confluência com tributários, onde a fauna bentônica pode ser composta por organismos distintos dos encontrados em trechos a montante sendo, por tanto, um fator que deve ser levado em consideração na escolha de pontos amostrais.

A colonização de invertebrados em trechos agrícolas, próximos ao Parque Nacional do Iguaçu reforça a importância de unidades de conservação para manutenção da qualidade da água e da biodiversidade aquática em microbacias onde a atividade agrícola é predominante. Além disso, demonstra que a efetividade das unidades de conservação vai além dos seus limites.

Áreas naturais protegidas além do seu objetivo principal, que é conservar e proteger amostras significativas de ecossistemas e sua biodiversidade *in situ*, atuam na formação de corredores biológicos. A vegetação na margem dos rios conecta-se com esses fragmentos florestais e

auxilia na hidroconectividade, essencial para a manutenção da quantidade e qualidade da água dos rios e sua biota.